

与火共存一

通过火综合管理实现生态系统与生计的可持续性

Ronald L. Myers 著
全球林火工作组
2006年6月

于广志 田晓磊 译
2008年8月





更多信息，请联系：
大自然保护协会
全球林火工作组

电话：(850) 668-0827
美国佛罗里达州塔拉哈西市
电子邮件：fire@tnc.org

亨利比德尔大道13093号
网址：<http://nature.org/fire>
邮编：32312

© 2006 大自然保护协会

照片：

封面：厄瓜多尔安第斯山脉牧人Chagras 毁林烧荒，旨在促进高山稀疏草地的生长。火烧会造成安第斯山脉占优势的低矮灌丛林曼巴属植物的死亡。© Pete Oxford/Minden Pictures

封底上图：巴西塞拉多稀疏草原是由热带稀树大草原与灌丛镶嵌而成的。这种稀树草原主要是依靠合理的火管理来维持的。在巴西，这种植被类型的面积曾高达二百万平方公里，约占巴西总面积的22%。©Tui De Roy/Minden Pictures

封底中图：马达加斯加传统的农业耕作方式。
©Frans Lanting/Minden Pictures

封底下图：每年，厄瓜多尔安第斯山脉北部高山稀疏草地的火烧可使牛群吃到更嫩的牧草。安第斯山脉的高山稀疏草地是火依赖型的生态系统。然而，人们对这种需要火烧才能更好存在的生态系统的了解少之又少。©Pete Oxford/Minden Pictures

封面内图：玻利维亚东部的刀耕火种农业。
©Carlos Pinto

封底内图：中美洲伯利兹城，在火依赖型生态系统加勒比海松稀树草原上实施的计划烧除。©Ron Myers

与火共存

—通过火综合管理实现生态系统与生计的可持续性

执行摘要

几百万年前的非洲稀树草原上，当早期人类首次用火来管理植被和野生动物时，他们就开始意识到：火是一种有用的工具。早期人类同时还意识到火对其生命安全和生活也具有一定的威胁。人类社会的发展史也是火动态（fire regime）的演化史。在向世界各个角落扩散的同时，人类也不断地改造着火动态，从而对其周围的自然景观加以调整或者改造。在与火动态互相“较量”的过程中，火也不断地损坏人类的房屋、庄稼、牲畜及其他资源。火总是表现出其双重性有益性与有害性。

在二十世纪，火曾被看作是人类和自然资源面临的主要威胁之一。为此，许多国家开展了复杂的防火项目，并成立了扑火组织旨在保护人类与自然资源免受火灾的破坏。由于这些防火及扑火项目的实施效果甚佳，公众与整个社会渐渐地接受了这样一种观点：火是有害的。渐渐地，人们就把火是一种有用的工具，且在景观的形成过程中扮演着重要的作用这一事实忘到脑后了。此外，这些项目的成功实施还造成了植被的改变和某些物种的丧失。植被改变包括林中可燃物的增加，在异常干旱的年份里，一旦有火灾发生，火强度会因可燃物的增加而增强。火动态改变会造成某些物种的丧失，是因为这些物种喜欢栖息在经常有低强度火烧发生的开阔景观环境里。不论是在过去还是现在，人们都倾向于将自己的房屋建在火烧受到严格控制的地区。事实上，严格的火烧控制会使这些地区的可燃物载量持续增长。“成功”严控火烧发生的后果就是火会对森林、土壤和流域造成更大且更严重的影响；火灾带来的经济损失也更大；扑火所需费用亦显著飙升。

世界上仍然还有许多地方，那里的人们一直以传统的方式对火加以管理和利用。然而，由于人口压力正在造成土地利用方式的改变，人口激增使人类不断地迁移到新的地区，因而世界范围内的火烧频次不断增加。为防止易燃植被，例如稀树草原与灌木林地，被乔木所取代，人们每年都要火烧一次这些易燃植被。在林区，即使是历史上极少发生火灾的林区，人类也通过火烧营造出有利的景观条件，结果就是茂密森林的正在大面积地被人工稀树草原与草场所取代。

世界上许多地区的本地物种、生境及景观的维持离不开火，因而，火也是一个保护问题。这样的生态系统属于**火依赖型生态系统**。相反，世界上还有许多地区，在那里火的发生会使本地物种和生境受损或者丧失，这样的生态系统被称为**火敏感型生态系统**。火会对生态系统提供的包括清洁的空气、饮用水与富丰饶的土地在内的许多生态功能产生正面或者负面的影响。事实上，影响的性质主要取决于物种对火的适应性、其他环境特征、火烧发生的频度和燃烧强度等因素。这些谜团的揭开离不开学科新秀火生态学的发展。

事实上，在全世界范围内，科学家对火在许多生态系统中的作用知之甚少，而全社会对火的作用更是缺乏基本的了解和认识。人们或许对火的好处略知一二，但对生态上合适的火动态的认识还是非常有限的。

在现实生活中，火究竟表现出其双重性的哪一面则完全取决于其发生环境。可悲的是，社会与政府并未意识到这一点。他们仍在片面地追求复杂的扑救火技术的研发和铺天盖地般防火宣传活动的开展。仅在过去的15年里，某些政府已经开始意识到严控火烧的发生不但会给某些景观带来不可预料的后果，还会使防火所需费用不断上扬。这种现象就是典型的“回报消减规律”，即投入越来越大，但效果却越来越差。此外，政府与城市社会尚未认同或者理解许多乡村社会的用火需求。政策与项目设计时所依据的假设就是：乡村社会是造成火灾问题存在的根本性原因。事实上，这些政策应将乡村社会作为解决火灾问题的有机组成部分之一，鼓励他们发扬传统用火知识和采用创新的火管理手段与技术，从而使这些人在自己用火时或者火灾发生时也能对火进行有效的管理。

火管理是指在给定的景观系统中，用来预防、维持、控制或者使用火的一系列潜在的技术、决策和行动。本文的基本前提就是：任何复杂的火管理技术也不可能解决具有破坏性的野火问题，也不能在需要火烧的地区重建生态上适宜的火动态。事实上，只有将社会文化现状、生态需求与技术方法结合起来才能实现真正有效的火管理。本文提出的**火综合管理理论框架**就是倡议人们采用兼顾了生态和社会需求的火管理方法对火进行综合管理。此外，本文还介绍了与火相关的各种威胁对保护区的影响。

这一理论框架另一重要内涵就是火是两重性。火的性质取决于火是如何燃烧的、何处燃烧的、何时燃烧的以及因何燃烧的。每次火烧都是利弊兼在的。针对每次火烧制定的管理措施都应尽可能地将火烧的好处发挥至极致，并将其不利影响降至最低。

此外，这一理论框架认同这样一个基本事实在许多社会里，火烧是那里的人们赖以生存的基本工具。为达到兼顾生态系统保护和可持续利用的目的，了解特定景观的火生态状况有助于人们评估现有的火烧频次是否太多、太少或者不合理。此外，了解特定地区的社会需求以及生态局限性还有助于人们更好地设计和实施更为有效的火管理项目。在靠火烧维持的生态系统中或者需居民实施定期火烧的地方，严格意义上的防火只会带来负面影响。除“预防森林火灾”外，我们需要向公众和社会传达更为简洁、准确和有利的资讯，例如“火的两重性有益性与有害性”。

将生态学、社会与火管理技术成功结合的关键是对形势做准确的分析和把握。在特定的区域内，火的生态作用及影响有哪些？用火地区的社会、文化及经济背景是怎样的？谁将实施火烧及因何实施火烧？他们是如何实施火烧的？这一地区的可燃物有哪些特点？在不同的燃烧条件下，火的燃烧行为又是怎样的呢？哪些其他因素或者威胁，如土地所有权、非法砍伐、外来物种以及气候变化会加剧火问题？

完成上述分析之后，紧接着就需要确定**预期状态和火管理目标**，即需要通过火管理来维持或者达到的状态。在景观系统中，允许火起到何种作用？土地利用及其他限制因素是否会影响到火发挥其适当的生态作用呢？在哪些地方应该限制火的发生及使用及应如何加以限制？是否需要开展一些有目的性的火烧呢？如果是，谁负责实施火烧呢？如何将用火、防火及扑火策略结合起来并加以利用呢？如何让当地社区参与到火管理中来呢？找出这些问题的答案有助于人们更好地规划火管理、开展社区项目和对独立火事件进行处理。

正确策略的实施不但需要良好的法律及政策支持，而且需要一个能全面理解“火综合管理”的组织机构作为执行单位。大学、技术学校及专业培训项目的火管理课程除介绍火的相关内容之外，也需要把相关的生态学与社会学知识纳入其中。

火管理还包括准备和处理紧急火事件的应对能力。将以往的火灾信息、火源、易燃物和哪些植被需要火烧或易于燃烧等信息加以整理，机构与社区可以更好地预测火灾事件的发生，或在火灾发生时，能及时地做出最佳决策。

火烧后的景观恢复项目往往是设计差、恢复效果不显著且花费昂贵。若在设计恢复方案时能兼顾到过火植被的生物学特征及其恢复潜力，设计出来的恢复方案定会更加有效。在火烧过的地方开展恢复工作时，人们最好集中力量防止火灾的再次发生，而不是急于开展大面积的播种和种植工作。

许多火综合管理决策通常都是在知识不全面且经验缺乏的情况下做出的，因此，这些管理决策的实施也应遵循**适应性管理框架**的逻辑来操作，即根据实际情况，适时对这些管理策略做出调整。当前的计划与行动应是基于现有知识和已知现状准确推断出来的。监测策略实施效果是非常重要的。策略实施效果的监测有助于人们更好地根据自己所掌握的新知识及时制定出最新的管理活动。建立有效的机制，例如**火管理学习网络**，有助于技术、信息和新知识的应用、推广普及与传播。

目录

致谢	3
火既是社会问题，也是保护问题	4
文章背景	5
火在生态系统中的作用	6
不受火影响的生态系统	6
火依赖型生态系统	6
火敏感型生态系统	8
受火影响的生态系统	8
火对生物多样性的威胁	9
改变的火动态：保护、生物多样性与社会共同面临的威胁	11
综合性方法降低火动态变化带来的威胁	12
火综合管理方法的组成	13
1. 评估、分析现状与问题	13
2. 火管理目标及预期状态	16
3. 法律、政策以及组织框架	18
4. 预防及教育	19
5. 用火	20
6. 准备阶段与应急响应	24
7. 恢复、复原及维护	24
8. 适应性管理、研究与信息传递	25
火综合管理指南	26
结论	27
参考文献	28

致谢

本文精缩了世界上许多火管理工作者的观点。在此，我要衷心感谢那些为火综合管理概念献计献策的同仁与朋友们。没有大自然保护协会全球林火项目前主任—Jeff Hardesty的支持，我也不可能写就此文。Jeff鼓励我将课堂上和在各种论坛上教授与传播的火管理信息整理成文，以飨更多的同行。感谢David Cassels, Mark Cochrane, Lynn Decker, Wendy Fulks, Darren Johnson, Mike Jurvelius, Guy McPherson, Peter Moore及Ayn Shlisky对论文初稿进行了审阅，同时感谢Karen Foerstel, Wendy Fulks和Jeannie Patton为论文的编辑提供了指导与建议。最后，感谢Merrill Kaufmann, Mark Cochrane, Carlos Pinto, Ary Soares及Archbold生物站慷慨地为本文提供了精美的插图和/或照片使之增色不少。



火既是社会问题，也是保护问题

人们普遍认为：全世界野火发生的次数与危害程度正在与日俱增（例如，所有的植被火），尽管这种看法很难从现有的森林火灾记录中得到验证（FAO2005）。包括美国在内的一些国家发生严重的且具毁灭性火灾次数的增加主要是因为：在过去几十年里，这些国家对一些易燃生态系统的林火进行了“成功的”预防与扑救，从而造成了这些生态系统中可燃物载量和森林组成发生了严重的改变，最终使得严重的火灾在这些生态系统里更易于起燃和燃烧（USDA Forest Service 2000; National Commission on Wildfire Disasters 1995）。这类火灾极难控制且控制成本高。越来越多的植被类型发生改变，即从原来频发低强度地表火的植被发展为可燃物载量高、易发生高强度破坏性火灾的植被类型与越来越多的居民喜欢将自己的房屋建在这些森林里或者其他易着火的森林与灌丛周围不无关系。这种人与自然相互作用的结果就是美国、澳大利亚和加拿大媒体上有关林火烧房屋的头条报道越来越多。因长期“成功地”防止火灾发生进而造成的植被和可燃物变化而引发的火动态变化，会对生物多样性保护与社会安全造成威胁。

在某些植被分布区，如知名的北美西部地中海类型的灌丛、加拿大北方林和美国西部亚高山植被，其扑火费用激增和火灾损毁财产数量陡增的主要原因是人们不断地移居到这些易发生火灾的环境里（Bridge *et al.* 2005; Keeley & Fotheringham 2003; Johnson *et al.* 2001），而不是因为严格控制火灾的发生，虽然严格控制火灾的发生在很多时候会进一步恶化这些问题（Minnich & Chou 1997）。事实上，由于人口增长和人类的“入侵”，地中海类型的灌丛（灌丛林）、北方林以及亚高山植被遭受火烧的次数已经超过了历史上其正常的波动范围。在某些情况下，控制火灾的发生可能有助于控制植被向更易燃的类型转化，例如转变为非乡土草地（non-native species grasses）（Keeley 2001）。即使在美国、加拿大、澳大利亚和西班牙这样拥有先进火灾扑救组织和政策的国家，为控制火灾发生做出的努力是否助于杜绝或降低火灾发生的次数和破坏力也主要取决于火动态和可燃物特征。这些国家发现：尽管投入到火灾扑救的财力和物力在不断地增加，但取得的效果却越来越不尽人意（Sheldon 2006）。

美国及少数其他国家的火管理经验与世界上其他地区，尤其是热带地区（但不仅限于热带地区）形成了鲜明的对比。

（全球林火2000年报告）（Rowell & Moore 2000）中这样写道：

“来自亚马逊河的新证据表明林火会形成“正向回馈循环”，即热带森林的过火面积越大，火烧后的森林以后就越易受到火灾的攻击。这就使得特大林火事件发生的概率加大。特大林火一旦发生，整个热带森林系统就会化为灰烬。科学家相信整个亚马逊河流域正面临着这样的威胁，这将对全球的生物多样性保护及气候变化带来影响。”

一份名为《拉丁美洲与加勒比海热带地区肆虐的林火：预防、评估和早期预警》的联合国环境项目报告写道（Cochrane 2002）：

“在拉丁美洲与加勒比海地区，许多热带常绿林的火情正在加重……砍伐、火烧和自然事件使原来对火具“免疫力”的森林变得越来越易燃或者具易燃倾向……热带常绿阔叶林内火灾有增加趋势……森林的退化越来越快……居民、政策制定者、火管理者和科学家并未充分意识到这一过程。”

许多地方正在开展防火宣传活动并加强扑火能力，例如，莫桑比克的赞比亚省，因火灾而退化的林地（Miombo woodland）每年都会起火。这个省每年都会有数以千计的房屋及15%的庄稼在火灾中受损，而因火灾引发的死亡也很常见（M. Jurvelius FAA, 个人通讯）。非洲的许多其他地区也面临着同样的问题，不过极少能吸引国际媒体的眼球罢了。

在其他地区，如地中海国家，土地利用方式的改变使火灾事件逐年攀升。例如，摒弃传统的放牧与耕作模式使得生态系统中可燃物载量不断地创出历史新高，植被就变得越来越易燃（Velez 2005）。

拉丁美洲、加勒比海、非洲、东南亚、地中海、中国及西伯利亚的火灾对许多植被类型和生态系统造成了破坏。此外，这些火灾还会改变当地和全球的气候、加快对森林有害的外来物种的扩散，从而造成生物多样性的丧失。最后，火灾造成的破坏对人类生计、健康及当地和整个国家的经济的影响也越来越大。



© Pete Oxford/Minden Pictures



© Tui De Roy/Minden Pictures

文章背景

火灾预防项目、野火扑救、火应用、生物多样性保护和用火者与受火烧影响的利益群体间的需求与愿望是相互脱节的。本文提出了一个新的理论框架：**火综合管理**。这一框架将火生态、社会经济及技术问题综合起来加以考，旨在（1）阐明植被火烧后带来的社会与保护问题；（2）实现易燃环境中生态系统和人类生计的可持续发展的目标。

本文的目的在于阐明火是影响生物多样性保护与维持人类赖以生存的可持续资源与生态系统功能的要素之一。因而，本文将重点放在那些具有保护价值的火管理上。有效的火管理需要把通过“自下而上”的方法和“自上而下”的方法调查得来的信息综合起来进行考虑。通过“自下而上的方法”调查的内容包括：特定地点的生态学、火科学、当地管理者做出的决策与行动以及生活在保护区内或者周边地区的当地居民的需求、想法和活动。通过“自上而下的方法”获取的信息包括：支持性政策、法律、教育项目、培训、资源及应急反应。本文适合保护科学家、保护实践、土地管理者、政府部门及非政府部门的决策者、私有土地者以及对自然资源保护和生境的可持续存在感兴趣的人员阅读。

在网上快速地浏览一下您就会发现**火综合管理**实际上并不是一个新名词。以前，这一名词仅用来定义一体化的扑火行动，包括早期预警、探测、早期行动和恢复。“火综合管理”还被用来特指欠发达地区由社区、农村土地使用、政府部门及非政府组织共同参与的火管理方法（FAO 2003）。就后一情形而言，人们有时还会错误地把这个名词与“社区参与的火管理”混为一谈（Goldammer *et al.* 2002）。

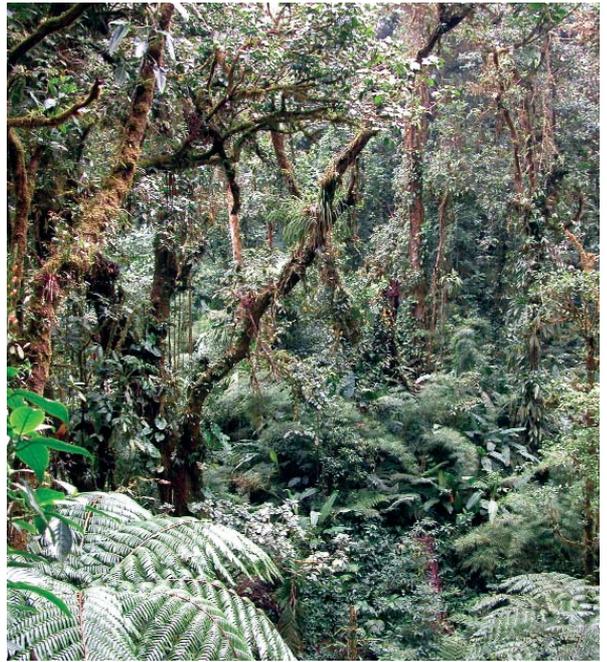
过去，“综合的”一词的使用频率很高，不仅与火有关的管理经常会用到这个词，而且其他自然资源管理方法也会用到这个词，例如“森林综合管理”或者“社区综合发展”等。因此，在某种程度上，这个词可能已经被用烂了。本文之所以仍使用了“综合的”一词，是因为这个词能准确地表达把各种概念与问题有机地揉合起来以取得有效的成，而这一成果单凭技术是不能达到的一种状态。此外，这个词也易为本文的读者接受和理解。

本文的**火综合管理**是指不同层次上的科学、社会与火管理技术的结合。这一方法通过综合考虑火管理涉及到的生物、环境、社会、经济和政治等各个方面，帮助人们更好地对林火实施有效的管理（Kaufmann *et al.* 2003）。该方法适用于世界各地，不论这些地区是贫穷还是富裕。

本文的目的在于：（1）简明扼要地定义火在生态系统中的作用；（2）讨论过多火烧、火烧不足及不正确的火烧是如何危害生物多样性的；（3）定义火动态并说明火动态在生态系统维持中的作用；（4）举例说明乡村地区的用火需求以及当前预防火灾发生的方法缘何不能满足这些需求；（5）定义火综合管理和（6）举例说明如何使用这一方法来解决火问题。

火在生态系统中的作用

图1. 哥斯达黎加不受火影响的雾雨林。持续的云雾笼罩以及不明显的季节变化使得林火不可能在雾雨林里发生和蔓延。然而，这类雨林正遭受着越来越多林火的影响，主要的原因有两个：一是农业“蚕食”活动使得雨林周围的植被变得易燃，并改变了那里的局部气候；二是雨林正好分布在火依赖型植被，如热带松林或者热带高山稀疏草地的旁边或者之间。气候的周期性波动使得雾雨林变得较为干燥，结果林火能容易地从树冠或地表起燃（摄影：R. Myers）。



在把火烧看作保护问题提出来加以讨论，最重要的就是认识和理解火在不同生态系统中的各种作用。大自然保护协会（以下简称“协会”）将火作为生物多样性保护的威胁。在全球火评估初报中，协会根据不同植被类型对火的反应不同，将其划分为三大类：依赖火的（fire-dependent）、对火敏感的（fire-sensitive）和不受火影响的植被（fire-independent）（Hardesty *et al.* 2005）。此报告主要侧重于从生物群系和生态区域这一尺度水平上来分析火的作用。此报告明确指出：即使是分布在同一生态区域内的生态系统和生境，它们对火的主要反应也是不同的。

由于本文主要着重介绍保护区内开展的火管理活动，而这时些保护区域内植被对火的反应也可能是多种多样的，因此，我又新增了一种植被类型，即第四类：受火影响的植被（fire-influenced）。这种生态系统是介于不受火影响的植被和火敏感型植被类型之间的过渡性植被。

尽管并不是所有的生态系统或者本土植被类型都能轻易地被划归到上述的几种植被类型当中，但这种分类法至少能帮助我们更好地研究并阐明火是如何影响生物多样性保护的，不同的植被类型需采用何种类型的林火管理行动的。

不受火影响的生态系统

不受火影响的生态系统是指火对其没有影响或者影响甚微的生态系统。这类生态系统通常不易燃烧，它们不是太冷、就是太湿或者太干。这类生态系统的典型代表有沙漠、苔原、季节不分明地区的热带雨林（图1）。

对于这类生态系统，只有当土地利用活动、物种入侵或者气候变化给生态系统造成显著变化时，火才能变成一种威胁。协会对全球200个优先生态区域（例如，据生态区域的生物多样性价值确定其优先程度）评估后发现：200个优先保护区域中，18%的区域属于不受火影响的生态系统（Hardesty *et al.* 2005）。

火依赖型生态系统

火依赖型生态系统（图2）是指那些生存离不开火、进化过程中积极适应火的影响（图3）、且有助于火蔓延的生态系统，例如植被易燃和可燃。这类生态系统通常被称为适应火的（fire-adapted）或者靠火来维持（fire-maintained）的生态系统。在这些地区，火烧绝对是一个重要的过程。如果这些生态系统没有火烧或者火动态的变化范围超出了其正常的波动范围，这类生态系统便会转变为其他类型的生态系统，且其内的生境与物种也会随之消失。在火依赖型生态系统中，单个物种不但已经进化为能适应特定火动态特征（例如，火烧频率、火烧程度、火烧季节）的物种，而且能适应一定的火动态波动。从频繁的、低强度的非致命性的地表火到强度各异的火烧（例如，因景观不同，火可以是致命性的，也可以是非致命性的），再到不经常发生、高强度的致命性的火烧或者改变立地类型的火烧，火动态类型种类繁多。改变立地类型的火灾通常会在不同的时间和不同的区域内为植被恢复创建出适宜的生境（Brown



图2. 伯利兹城靠频发的低强度地表火来维持的加勒比松 (*Pinus caribaea*) 稀树草原。这是一种火依赖型的生态系统 (摄影: R. Myers)。

2000)。若用生态区域计算的话,全世界范围内约46%的优先生态区域属于依赖火的生态区域 (Hardesty *et al.*, 2005), 这也就说明若要维持这些生态系统的景观特征,就必须对其实施合理的火烧管理。

世界范围内,火依赖型生态系统随处可见。中美洲分布着大量的依赖火而生存的松林和松树稀树草原。墨西哥的温带与热带环境使其成为世界上松树生物多样性最为丰富的地区。那里共分布着55种松树及其变种 (Espinosa 2001)。大多数松树物种与干扰有关,而这种干扰通常是由特定的火动态造成的 (Rodriguez-Trejo & Fulé 2003)。还有几种松林的分布北限已延伸至美国中部了。

与此类似的是墨西哥橡树。墨西哥共有橡树110种 (Zavala Chavez 2003)。其中大部分橡树的演替都需要火或者说由火引起的干扰有利于这些橡树的演替。中美洲的其他地区以及加勒比海,从巴哈巴斯到古巴、伯利兹城、洪都拉斯和尼加拉瓜,都有依赖火的加勒比松稀树草原与林地的身影 (Myers *et al.* 2004a; Myers *et al.* 2006)。多米尼加共和国特有的松树—古巴松 (*Pinus occidentalis*) 松林与稀树草原也是火依赖型生态系统 (Horn *et al.* 2000; Myers *et al.* 2004b)。除加勒比松之外,古巴还分布着三种特有的松树,这三种松树也倾向于在易着火的环境中生存。

同样,在东南亚与南亚的热带与亚热带的开阔的疏林地中也广泛分布着适应火烧的松树林。尽管人们对火的作用知之甚少,但有一点是肯定的,火对思茅松 (*Pinus kesiya*) 和/或南亚松 (*P. merkusii*) 的维持起着重要的作用。这两种松树广泛地分布于印度的阿萨姆山、缅甸、泰国、中国南部、柬埔寨、老挝、越南、菲律宾和苏门答腊 (Kowal 1966; Richardson & Rundel 1998)。

非洲被叫作“火大陆” (Komarek 1971),这主要是因为除非洲的西部与中部赤道附近的热带森林之外,非洲撒哈拉南部的大部分地区曾经分布着大面积的热带与亚热带易燃稀树草原、受火影响的林地与灌丛林。这些植被与人类在这一地区漫长的用火历史是分不开的。

同非洲一样,南美也以“火大陆”而著称。南美大部分地区所处的生物气候区与非洲稀树草原的生物气候区是相似的。巴西塞拉多稀树草原曾覆盖了这个国家22%的国土面积,面积约为200万平方公里。这种稀树草原是由火动态干扰形成的一种独特的由稀树草原与灌丛镶嵌而成的稀树草原植被 (Miranda *et al.* 2002)。南美的其他热带草地类型在委瑞内拉的大沙巴纳和兰诺斯 (Llanos)、玻利维亚、秘鲁以及巴拉圭也有分布。南美的温带性气候使得其成为辽阔的阿根廷彭巴斯草原及其他草地的主要分布地。然而,火在南美其他温带生态系统中的作用研究得还非常不够,例如南洋杉林 (*Araucaria*)。

依赖火维持的棕榈林和棕榈稀树草原在热带地区十分常见 (Myers 1990)。同样, 各种各样的依赖和受火影响的滨海与淡水沼泽地在热带地区也有广泛分布。科学家们还开始意识到: 热带高山地区的植被同样离不开火, 例如安第斯山脉的高山稀疏草地 (Horn 1998, 2005) 和非洲的高山植被 (afro-alpine)。

其他对火动态具有强依赖性的植被还包括: 广布于世界各地的地中海型森林、灌丛林及稀树草原; 分布于北美、中亚、中国、俄罗斯及蒙古的温带与寒温带针叶林; 以栎树为主的森林和草地; 以及分布于澳大利亚的桉树林、稀树草原和石南灌丛。

火敏感型生态系统

在火敏感型生态系统的进化过程中, 火不是一个重要且循环出现的过程。在火敏感型生态系统中, 物种对火不适应, 即使火烧强度很低, 物种的死亡率也是很低的 (图4)。植被结构与组成不利于林火的燃烧和蔓延。换言之, 这些植物非常不易燃的。在自然且不受干扰的情况下, 火灾可能极少发生, 因此这种类型的生态系统也可被称为不受火影响的生态系统。只有在人类活动的影响之下, 这些生态系统破碎化, 可燃物变得容易燃烧之后, 林火才会对这类生态系统造成威胁。当林火频繁发生且四处蔓延时, 这类生态系统就转变为更易燃的植被 (fire-prone vegetation)。热带雨林因草本植物的引入而变成稀树草原 (Cochrane 2001; Cochrane & Laurance 2004; D'Antonio 1992), 而半干旱性草地也会因非本地草本植物的入侵而变得更易起燃, 因为非本地草本植物极易燃 (McPherson 1997)。若用生态区域计算的话, 全世界范围内约36%的优生态区域属于火敏感型生态系统 (Hardesty *et al.* 2005)。

许多沿纬度和湿度梯度分布的热带与亚热带阔叶林、较潮湿环境里的温带阔叶林与针叶林均属于火敏感型生态系统。还有许多生态系统很难确定其对火的反应类型, 如智利常绿具刺灌丛 (Chilean Matorral), 一种地中海型灌丛就属于这种情况。尽管属于易燃性植被, 世界范围内没有关于地中海灌丛火烧之后再生的例子。在某些生态系统中, 火的生态作用尚不清楚。

受火影响的生态系统

介于火依赖型生态系统与火敏感型生态系统或者不受火影响的生态系统之间的所有生态系统都属于受火影响的生态系统 (图5)。这类生态系统可能包括许多植被类型。那些对火的反应未有记录或者火在维护其生物多样性方面作用不明的植被类型都可归类于此。这类生态系统要么对火敏感, 但同时又有一些喜欢火干扰的植物分布在其中; 要么就是这类生态系统不需要火的干扰, 但是一旦发生林火干扰, 这种干扰则会有利于某些生境类型的形成, 而这些生境又有利于某些物种数量增加或者生物多样性的维持。

图4. 巴西亚马逊流域火敏感型热带湿润雨林。在这类生态系

图3. 火依赖型生态系统中的许多物种已经适应了火烧。火烧之后, 它们不仅能生存下来, 而且其繁殖也依赖于火。a图是中南美洲一种常见的地被植物, 莎草科的 *Bulbostylus paradoxa* 的营养阶段的样子。b图是火烧几天之后, *Bulbostylus paradoxa* 盛开的情景。这种植物好像只有在火烧之后才会开花。这类物种的存在可作为生态系统长期以来一直受到频发火灾影响的指示性植物。照片摄于洪都拉斯东部的松树稀树草原 (摄影: R. Myers)。





统中，尽管火烧强度极低，但由于植被不适应火烧，所以火对森林的破坏很强。林火会使林间空地面积增加，这会使得林地地表变得更为干燥，从而有利于易燃植物——草类与蕨类植物的生长。

尽管传统的农业清理及火烧也会引起少量的火灾，但在受火影响的生态系统中，火灾通常是因邻近火依赖型植被被燃烧蔓延到受火影响的生态系统中后引发的。这里，火可能在形成森林或者灌丛林窗、起动演替和维持过渡地带植被方面发挥着重要的作用。由于火在生态系统中可能起到的微妙作用，受火影响的生态系统的管理颇具挑战性。这类生态系统常见的植被类型有分布在昆士兰州东北部稀树草原与热带雨林间的硬叶林 (Kellman & Meave 1997)；在稀树草原或者草地上沿河道分布的河滨带植物 (Kellman & Meave 1997)；散布在易燃植被中的对火敏感的“呈岛屿状分布的植被”，例如分布在佛罗里达州艾瓦格雷得地区的内陆常绿阔叶林 (hammock forest, 内陆常绿阔叶林，又称哈茂克林，硬叶森林：特指佛罗里达的内陆常绿阔叶林，它具有比周围潮湿生境地形稍高而较为干燥的中生生境，主要的成分为栎属 (*Quercus*) 的一些种。印地安语一译者注) (Myers 2000)；巴西潘塔纳

尔大沼泽 (Pantanal) 中类似的植被；以及某些特定的热带与亚热带森林类型，例如中美洲。在那里，人们发现火对由大叶桃花心木 (*mahogany*, *Swietenia macrophylla*) 及其伴生物种 (associated species) 组成的植被类型的维持起着重要作用 (Snook 1993)。

气候变化可能会对受火影响的生态系统的结构和地理分布产生显著影响。换言之，在这些生态系统里，气候变化引发的植被变化在短期内就可看出来。

火对生物多样性的威胁

火的威胁特征取决于生态系统的类型和物种对火的适应程度。热带与其他地区火敏感型生态系统正饱受着土地利用和植被改变带来的影响。因为人类活动的影响，原来极少发生自然火灾的森林植被和耐火的森林正悄悄地发生着变化，火烧事件发生的间隔期正在缩短。对这类生态系统来说，尽管首次发生的火灾强度很低，但影响却是严重的烧死树木、增加可燃物载量、增加林间空地、使林内可燃物更加干燥、利于草本植物及蕨类植物的生长。若随后再无火灾发生的话，这类森林能够自我进行恢复，但是森林演替的方向是朝着益于发生火烧的方向变化的，恢复后的植被结构与可燃物的特征也会发生快速的改变。火烧事件能产生负反馈循环，即增加植被的可燃性，并使环境变得更加干燥 (Cochrane 2001; 2003) (图6)。

现在，火敏感型生态系统越来越易发生火灾，因而需要采用及时且积极的策略使其不发生火灾或者尽量降低林火的破坏程度。温带与寒带生态系统的防火与扑火经验可能不适用于热带地区的防火与扑火工作，主要是因为社会、经济环境和高科技的扑救投入是不同的。所以，热带地区的林火管理首先要找出引发林火产生的内在原因，然后再制定出适宜于当地或者那一地区的可持续的林火管理方案 (Hoffman *et al.* 2003)。

反过来，当政府、土地管理机构及社会学家试图通过改变政策、创新社区参与性防火与扑火项目来应对火灾威胁时，火在许多生态系统的作用却被忽视了。上个世纪，美国大部分地区的经历就是极好的例证。而澳大利亚及加拿大的许多地区仍正在重复着同样的错误。这里有一种错误的理解 (至少温带地区的火方面的专业人士及对火感兴趣的公众是这样认为的)：在热带，猖獗的伐木引发的火灾及农业用火正在大面积地“吞噬着”对火敏感的热带森林。事



图5.依赖火的稀树草原（塞拉都，浅绿色区域）与对火敏感的热带湿润/干旱森林（深绿色区域）之间的过渡。稀树草原每年都会因雷电发生火灾。这些周期性（但时间间隔长短不一）发生的火烧会沿着山坡从高处向低处蔓延，并会殃及邻近的阔叶林。这些在阔叶林偶尔发生的火烧可能会为某些树种的更新营造出适宜的生态位。过渡区的植被可以看作是受火影响的植被类型。玻利维亚的诺埃尔肯普梅卡多国家公园（Noel Kempff National Park）（摄影：Hermes Justiniano）。

实上，在热带受火影响的生态系统中，包括一些阔叶林，定期爆发林火是这些生态系统的一个基本特征。当然，过度火烧对其肯定也是一种威胁。热带与亚热带还分布着许多需要火烧的生态系统与生境。

虽然许多火依赖型生态系统很可能面临着火烧过多的压力，但是对这类生态系统而言，普遍存在的一个问题就是人们对当前火动态的性质及生态上适宜的火动态属性的了解地非常有限。

信息缺乏和对火在这类生态系统中的作用不了解，加之社区及国家都致力于防控或者阻止所有林火的发生，这会使人们在不知不觉中一直沿着歧路把许多重要的保护地带到了林火管理不善的境地生境改变、生境破坏、物种消失、破坏性野火发生及流域退化。美国过去几十年的实践结果就是再好不过的例证。

世界保护联盟（IUCN）在火管理专刊Aborvitae中特别写道（Stolton & Dudely, eds. 2003）：

“所有生态系统中都离不开干扰。因此，森林管理需要能够接纳包括林火在内的各种自然干扰的发生。管理者也需要区分有害的、无害的或者有益的林火。火，有时对森林的更新是必要的，有时也能给当地社区带来益处。当然，火有时也会破坏森林，并且造成严重的社会与经济后果。”

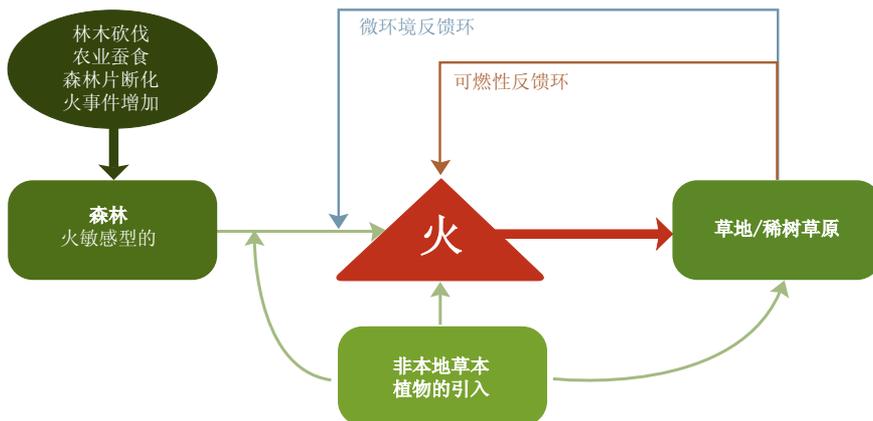


图6. 初次着火后，在火源持续存在的情况下，火敏感型森林植被会转变为易燃的草地或者稀树草原的概念模型。采伐管理不善及农业清理活动是引发这种变化的外因。森林林间空地一旦出现，非本地草类随及在这些空地上定居，但是这些草类的扩散及其在植被结构中的优势地位的确立反过来会营造一个更干燥和易燃的环境。尽管这一过程会朝着两个方向发展，如长期禁火会使草地重新演变为森林，但在世界范围内，不论是在热带和亚热带的干旱森林里，还是湿润环境下的森林里，最常见的演化模式仍是单向的，即由森林演变为易燃的草地（引自Cochrane, 2001）。

改变的火动态： 保护、生物多样性与社会共同面临的威胁

火动态是指在给定生态系统的特征中，火重复发生的一系列条件。具体来讲，这些条件是由火烧频率、火行为、严重程度、燃烧时间、火烧面积大小、火蔓延模式以及火分布格局共同决定的。在一个特定的生态系统中，禁止火烧发生、增加火烧次数、或者改变或约束火动态的一个或者多个限制条件，都会使其火动态发生改变，从而使得这一生态系统就会转变其他类型的生态系统，并最终造成生境与物种的消失。

事实上，所有的陆地生态系统都有自己的火动态，即独特的自己形成或者影响这些生态系统的结构与物种组成的火烧历史。热带阔叶林的火动态可能是由一定年份发生非常小规模的林火与百年或者千年一遇的景观尺度上的森林大火共同组成的。小规模的林火只会对小部分生态系统产生影响，而大规模的林火则会影响整个森林的更新。在热带森林里，大规模的林火经常只有在厄尔尼诺现象造成持续干旱的情况下才会发生的。统计表明：若陆地上某处几千年从没有发生火灾，那么在未来的几百年内也不会发生火灾。即使是火依赖型的生态系统也会因火烧过多或者过少或者在不适宜的季节进行了火烧而对生态系统造成不利的影响。

生态上合理的火动态 (ecologically appropriate fire regime) 是指能维持生态系统的生存能力或者合理的结构、组成及功能的火动态。生态上合理的火动态不一定是**自然火动态** (natural fire regime)。人类改写火动态的历史已有百万年了。居住在易燃植物分布区域内的居民，会经常性地因不同原因对其周围的植被进行火烧。在许多地区，人为火烧可能在创建或者扩大特定生态类型或者植被结构方面起着重要的作用。现如今，这些生态系统类型或者植被已被视为具有保护价值的生物保护对象了。重要的保护问题包括：给定的或者理想的易燃火的生态系统类型或者植被结构的保护价值是什么？火动态是如何来维持这些价值的？因此，火到底是由人为引起的还是自然引起的这一点并不重要。

改变的或者不合理的火动态 (altered or undesirable fire regime) 是指因人为活动的影响从而使得火动态对特定的生态系统的生存力及这些生态系统提供的服务和产品的可持续性产生负面影响的火动态。人类活动包括扑火与防火、过度火烧、不合理的火烧、生态系统转变或者景观破碎化。作为致力于保护与合理管理世界范围内的生物多样性的国际性非政府组织，大自然保护协会已将改变的火动态作为生物多样性的主要威胁之一 (Hardesty *et al.* 2005)。人为造成的威胁包括：

1. 农民或者大的商业生产者清理土地时的火烧；
2. 与土地清理和土地使用有关的，且能增加植被可燃物载量和易燃性的活动，例如，采伐管理不善、人口增加和传统用火的持续使用，如狩猎，改善通行条件，控制虫害、改善通讯条件和提高叶子或果实的产量；
3. 报复性的或者抗议性的放火、纵火、城市动乱和移民引发的火烧；
4. 放牧、改变或放弃放牧活动（根据情况不同，这可能会增加或者降低火灾频率或者改变火险期）；
5. 采伐干扰、道路修建及土地清理带来的入侵物种及可燃物的变化；
6. 景观破碎化（景观的破碎化可通过切断可燃物的连续性而阻碍火烧的继续扩散，或者会因人口增加和林缘易燃物的堆积而增加火烧次数）；
7. 气候的变化对干/湿季、植被/可燃物转变和/或植被生产力的影响。

综合性方法降低火动态变化带来的威胁



图7. 火管理组成部分。火管理就是采用正确的防火、扑火和用火技术来处理野火问题。

火管理是指在特定的生态系统中，为了达到特定的目标和任务，而采取的一系列用于预防、监测、控制、限制、管理或者用火的可能技术决策与活动的总称。火管理的预防、扑救及用火三大组分之间的关系可用三角形框架来表示（图7）。

火管理各组成部分的重要性或优先性取决于火烧发生地区的自然与文化环境、火烧的具体情况和这一地区的管理目标。

火管理不是解决火问题的唯一途径。许多国家已经在国家层面上，建立了由上至下的技术方法用以减少火灾带来的危害，提高扑救火的能力。美国、加拿大、澳大利亚、西班牙及世界上的一些其他国家都建立了这样的技术方法（Moore *et al.* 2003）。这些国家还通过立法禁止或者限制传统用火的继续使用。大多数情况下，这些国家并没有把当地群众纳入到火管理中来，尽管当地群众不仅有用火的需求，可能还是许多火烧产生的主要原因，和受火灾影响的主要社会群体之一（Granz & Moore 2002）。此外，这些政策还没有考虑火在许多生态系统中扮演的重要且有益的作用。

因此，要了解火动态改变带来的威胁，我们需要：

1. 了解火的生态角色；
2. 了解火烧过多或者过少的内在原因，如为何人类实施火烧，为何实施这样的火烧以及火烧是如何影响他们的生计的；
3. 通过制定综合方法来管理发生在自然保护区、保护地带以及这些地区邻近或者周围或者社区内的火灾，从而寻求可持续性的解决方案。

如果未对火的生态角色进行了解，人们就不可能做出人为的火烧是过多或者不足的判断。

火综合管理（Integrated fire management）是指通过评价与平衡火在给定的保护区、景观或者地区内起到的有益作用或者给生态与经济作用带来的相对风险，进而确定在特定的自然环境与社会经济系统中有害的或者有益的火所带来的种种问题。这种方法有利于那些经济高效的预防有害火灾和管理理想火动态管理方法的实施。当火灾发生时，该法可为如下内容提供管理框架：（1）评估火是有害的，有益的或者良性的；（2）量化火的相对益处与风险；（3）根据火灾发生地区的管理目标，做出正确决策。有益火烧的管理包括动用各种各样的用火活动（Myers 2006）。

火综合管理是将以下内容综合起来考虑：（1）火管理的三个技术组成部分：预防、扑救和用火；（2）火的主要生态属性，例如生态上合理的火动态；以及（3）火使用的社会-经济及文化必要性以及火对社会可能造成的负面影响。

火综合管理的三个方面也可用综合火管理三角关系来描述（图8）。



图8. 综合火管理三角关系将社会对火的认识、社会的用火需求、火在生态系统中或有益或有害的角色以及火管理的三大技术组成部分综合起来考虑。

这个三角关系传达这样一个概念：火管理决策的制定需要考虑到火灾发生或者禁止火灾发生地区的社会经济/文化背景。这种综合方法有助于清楚地了解引起火灾的内在原因、火的生态特点及特定生态系统合理的火动态。相反，若火烧管理不善则会导致植被发生改变、招致更多对环境及人类生活有害的火灾的发

火综合管理的长远目标是：

通过维持生态上合理的火动态和改善火烧过多、不足或不合理地区的火管理，显著地降低保护区域内、公共土地、私有土地和流域内火造成的威胁。

综合火管理的目标是：

1. 通过提高地方与国家火管理机构的效率来增加不同管理决策者间的相互合作；
2. 把生物、环境及社会需求与火烧的益处整合到火管理项目和行动中；
3. 找到社会与生态上均可接受的可持续性的火问题解决方案。

火综合管理方法的组成

火综合管理可在不同层次上展开。火综合管理可以是针对某个社区或者保护区的单独火事件的管理，也可以指某个国家政府政策、火管理计划的制定以及多国间林火管理的合作。火综合管理包括了解火的益处与风险、通过实施有效的火管理对策，制定出解决火问题的综合性方法（图9）。不论是针对有害火灾、有益火烧还是二者兼有的火烧，综合火管理策略均包括：

1. 评估与分析火管理需求与问题；
2. 确定管理目标及预期状态；
3. 制定并实施正确的火管理政策；
4. 设计能满足生态与社会需求的火预防措施；
5. 实施火管理策略；
6. 加强社会各层面的准备与应急反应；
7. 实施恢复、复原及生态系统维护行动；以及
8. 开展研究（例如，火生态、火行为及社会科学

所有的策略及行动都应遵循适应性管理的原则，例如，监测数据和所学经验的采用和传播。

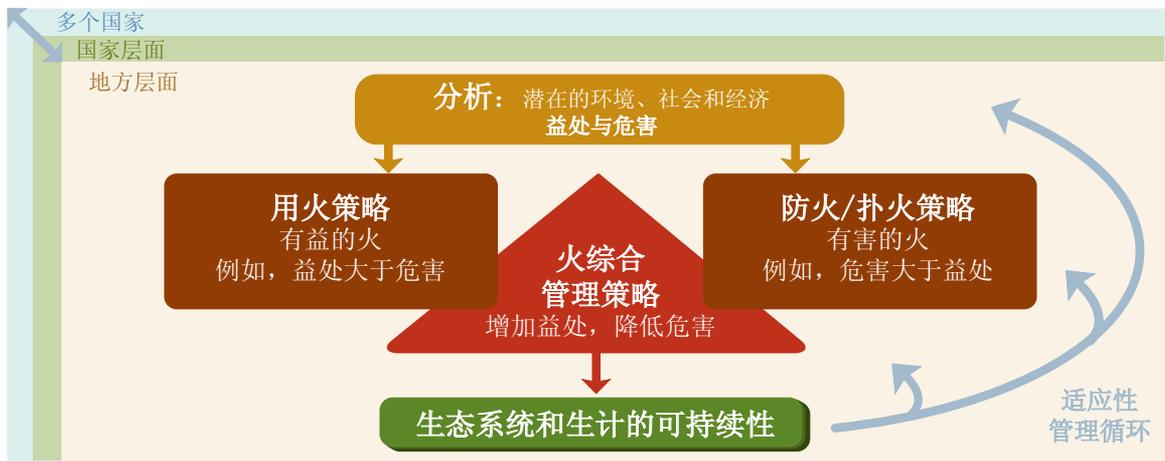


图9. 火综合管理包括确定和分析潜在的环境、社会和经济益处以及在不同空间尺度上火危害。当火带来的益处超过其危害时，则需要实施火烧。当火带来的危害超过其益处时，实施有效的预防和扑火策略是必不可少的。综合管理策略包括准确评估、制定目标、公共政策、教育、火管理技术以及实施评估。通过提高火烧的益处和降低火烧的不良影响来达到生态系统与生计的可持续发展。在现实生活中，不论是单独的火事件还是对不同国家之间的火管理合作，其管理策略都应包括火利用、火灾预防和扑火三个方面的内容。

1. 评估、分析现状与问题

制定与实施火综合管理的第一步应该：

- 评估火在某一给定地区或受关注区域内所扮演的生态、社会、文化及经济角色；
- 确定火引起的各种威胁的严重程度、火灾发生原因、生态系统退化或者改善的程度与趋势；
- 了解可燃物的性质、火行为及潜在的火影响，
- 确定与火具有相互作用的其他威胁的特点，例如土地利用、外来物种和气候变化。所有这些分析均应在生态尺度上开展，例如突破土地权属的限制。

火的生态作用与影响

确定和理解不同生态系统的火烧特点和火烧后生态系统的反应是非常重要的。根据生态系统对火的反应，任何生态系统都可以归为以下三种类型中的一种：依赖火影响、对火敏感以及不受火影响的生态系统。同时，还需要确定受火影响的生态系统的条件或者动态。每种生态系统应采用不同的火管理方法和活动。理解火是如何影响重要的保护目标，如关键物种、珍稀与濒危物种及能控制火动态的物种也是非常重要的。

在特定保护地点或者受关注的地区内，评估时也要考虑到可能出现的两种或者多种不同火反应类型生态系统共存的情形，以及不同火反应类型生态系统之间的相互关系。例如，火依赖型生态系统中发生的火灾可能会对周边受火影响或者火敏感型的生态系统的边界位置或者其分布面积有一定的影响。这些生态系统的边界位置将会随着人为火烧事件的次数、火烧时间、短期、中期和长期气候变化的变化而不断地发生改变。

为维护并保护特定的各种生态系统，管理者需要采取不同的火管理策略。

经济与社会状况

人类利用火来满足其基本需求和为其他重要活动提供便利，例如打猎、获取食物或满足其他需求的植物（例如，纤维、薪炭）、因耕种需求实施火烧清理（图10）、改良家畜牧草、控制害虫、为长距离的旅行与交流提供便利等。在不易发生火灾的生态系统中，人类活动几乎总能改变可燃物的结构及特征，从而使植被变得更为易燃，例如，频繁的火烧会使不耐火的生态系统逐渐转变为火依赖型生态系统。因而，易发生火灾的植被类型，例如以非本地物种为主的稀树草原与草地则会渐渐出现。只有在那些人类成功实施干预或者管理的地区，这种变化趋势才会被终止或发生逆转。在许多地方，农村人口扩张与定居的压力以及随后造成的土地转变，会增加生态系统可燃物载量和火烧次数，这就使得生态系统维持自身存在的能力逐渐丧失。不是简单地把人类认定为火问题的制造者，而是当作是火问题的潜在解决者，这一点是非常重要的。



图10. 在热带地区，人们利用刀耕火种的方式获得耕地的做法极为常见。农业用火逃逸是造成热带森林受损的主要原因之一（摄影：Carlos Pinto）

我们不仅需要了解人类为何实施火烧以及如何实施火烧，而且要搞清他们为何要以这种方式实施火烧，以及哪些人在开展火烧活动。在某些地方的文化当中，尤其是在非洲，通常是由当地妇女实施火烧的。因此，在这种情况下，教育项目的目标人群应是妇女。

社会不同利益群体对于火的需求可能是不一致的。有的利益群体为提高牧草的质量，每年实施的火烧可能会减少薪材的可获得性。这就会对那些需要木材的利益群体产生影响。空气质量和人类健康也经常成为某些利益群体反对实施火烧的理由。人类也积极防御那些对其财产和生活具破坏性的火灾的发生。这部分人通常需要接受如何防止不需要的和有害火灾的发生，以及如何保护自己的生命财产免受火灾影响方面的教育。他们还需要了解自己生活的生态系统中火的作用以及某些植被的燃烧特性。人们通常采取的策略也是多样的，如加拿大推行的“防火精明之家”（Fire smart）项目、美国实施的“社区防火”（Firewise communities）活动、南非开展的由志愿者和社会联防队员参与的兼具扶贫作用的“对抗火灾”项目（working on fire）。南非的这一模式已经在南亚、东南亚、拉丁美洲及非洲得到了推广。合理用火可能是一项保护人类免受火危害的重要策略。

对火进行管理需要了解：（1）在特定的环境里，文化背景不同的利益群体如何看待火的利用以及为何他们要用火呢？（2）经济刺激是如何影响土地利用决策进而影响火烧的呢？（3）政府出台的政策是如何影响并且左右人们对火的根深蒂固的态度呢？人们对火的态度可能有助于或者阻碍那些更好的火管理方法的实施。

弄清楚人类为何采用某种火烧方式是非常重要的。火烧方式的不同取决于火烧目标以及人类生存的特殊环境的需求。例如，湿润热带地区的农民经常在大多数林火管理者认为不适宜开展火烧的时候实施火烧，或者经常采用顺风火或上山火，而火一旦烧起来则可能很难加以控制。这些农民之所以这样做是因为只有这样做，他们才能达到预期的经济目标。因此，如果试图说服农民在夜间实施火烧，采用逆风火或下山火，但如果这种改变却使其收入下降的话，这种劝说是毫无意义的。如果不能保证他们的产量不受影响，需要维持生计的农民几乎不可能采用那些尚未证明的火烧技术。如果不能充分地意识到环境差异及经济对火烧策略的影响，人们就不可能出台有效的火管理教育项目和相关政策。安全用火指导应充分考虑到当地的实际情况。扩充防火带或者安排更多人参与灭火可能要比改变火烧时间更可行和有效。

除非农民权衡出其收益会大于投入，否则需解决生计问题的农民不可能拿自己的火烧实践去冒险或者参与到社区火管理项目中去。如果某项新的火管理活动或者对原有火烧活动的调整会降低其生活水平，那么农民是不可能冒险接纳这种活动或对原有的行为加以改变的。这就意味让人们参与到某项活动或者采取某项技术时之前，必须先出示相关的产量或者经济数据，否则是不可能说服人们的。

可燃物与火行为

只有充分了解特定景观中主要可燃物的性质、地形、天气是如何影响火行为的，人们才能实施合理的火管理。为达到预期目标，认识可燃物以及了解如何管理和控制可燃物有助于：（1）限制和控制火灾；（2）降低火强度；（3）有助于自然和人工生态环境理想景观条件的创造和维护。了解火行为及其与可燃物和火动态之间的关系是制定有效的火管理决策和教育项目的前提。

评估与火有关的其他威胁

火与生物多样性中的其他保护问题和威胁相互作用和影响。这些威胁和保护问题包括：（1）不合理采伐或林业活动，包括火烧后的皆伐活动，或者是可能改变可燃物性质的生境恢复。在世界上的许多地区，紧跟在火烧后的活动通常是农业垦殖；（2）不合理的放牧活动。不合理的放牧活动可能会增加或者减少可燃物载量，亦可能使生境变得更易燃或者在某种物种不宜火烧的季节实施了火烧；（3）道路建设和房屋建设会引发景观的破碎化，并形成城市/自然景观交错带；（4）排水系统或水资源利用引发的水文变化；（5）易燃的外来物种的引入和扩散会改变火动态（这些物种的入侵通常与上述的（1）和（2）两项活动有关）；（6）气候变化。

2. 火管理目标及预期状态

现状

为了制定出符合保护地、社区及区域保护与发展目标的火管理方法与对策，人们必须评估历史上火与土地利用之间是如何相互作用并作用于景观条件，以及当前的景观条件又是如何有助于或者阻止预期状态的形成的。生态系统内或者生态系统间的某些组分或者过程可能消失或者发生不可逆的改变，例如，生境联通性的缺失、物种清除、外来物种的引入和水文变化。现在影响火动态的某些景观组分或过程也许在过去并不存在（即新出现的），例如，外来易燃草类的引入或者森林边缘的增多。若可燃物的特征改变过大，火烧再次发生时可能造成意想不到的后果，或者任何扑火或防火活动都会失去作用。

特定地点或者植被类型的恢复可能需要一定的火烧、或者积极的禁火和其它恢复工作，如机械清理。



a.

b.

c.

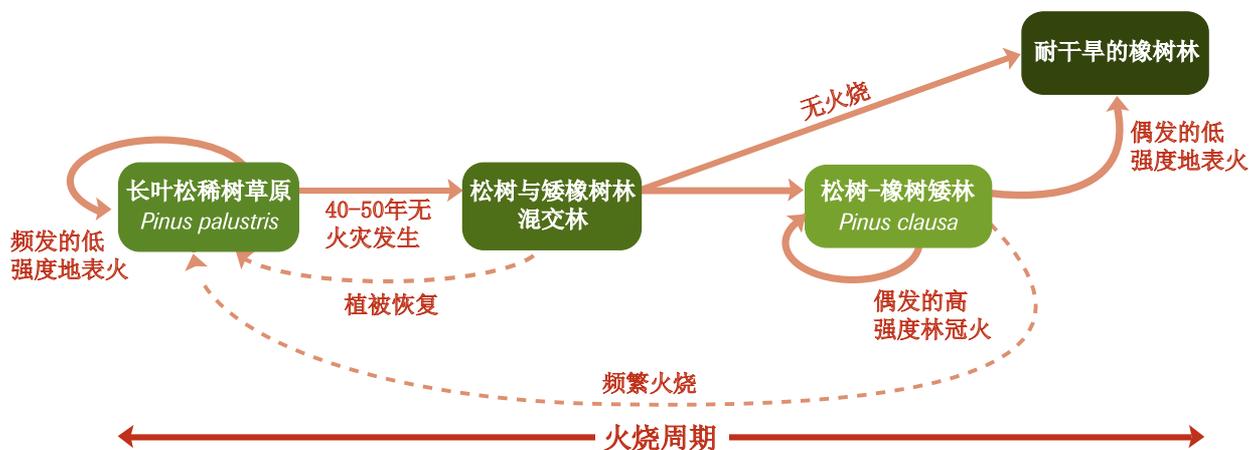


图11. 简单的生态概念模型图示了美国佛罗里达中部高地火动态与植被类型之间的关系。在同样的土壤母质上，三种不同的火动态分别维持着三种不同的植被状态：松树稀树草原 (a)，松树-橡树矮林 (c) 和耐干旱的橡树林 (未给出图片)。上图 (b) 中的松树与矮橡树林植被类型属于过渡性植被，这种植被类型不会单独出现在任何地方，但是可能在景观演替的过程中随时可能出现。图 (a) 和 (b) 都是在同一地点拍摄的，图 (a) 是在1929年拍摄的（在火灾发生两年之后拍的）；图 (b) 是在1984年拍摄的（在这期间，57年内未发生火灾）。在某些特定的地方，上述四种植被类型会同时存在。管理目标在于确定哪些地方需要何种类型的植被，以及如何来维持这种预期的植被类型。更详细的模型可以展示各个稳定的植被类型中火动态的变化，例如，不同的火频率和空间结构会使松树稀树草原或者松树橡树矮林中的松树密度和年龄结构有所不同（引自Myers 1985年文章）。

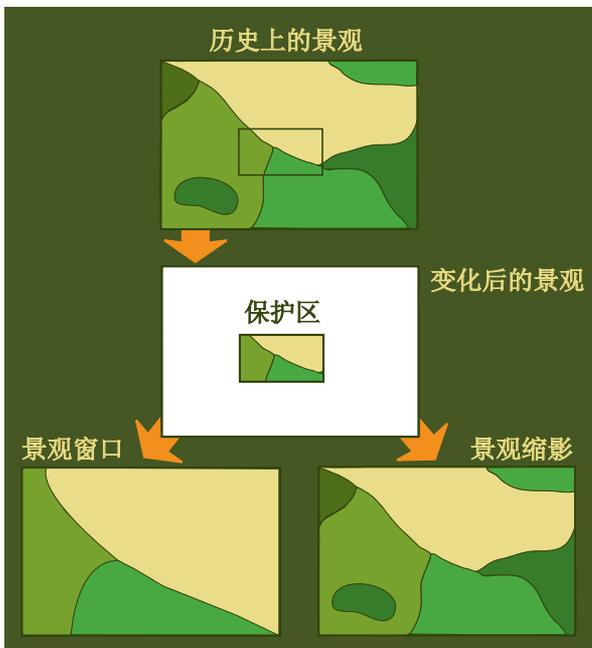


图12. 保护区域内残存景观的管理选择。不同的斑块可以代表依靠火动态来维持的不同的植被类型或者是上次火烧之后恢复的不同年龄结构组成的同类植被。“景观窗口”是重建或者维持历史上的景观。这种管理方法虽然会造成大部分生境的丧失，但是那些对大面积生境有需求的生物仍可能会因此而受益。“景观缩影”创建和维护原来大尺度景观所拥有的各类生境。这种管理方法虽然增加了生境类型，但是那些对大面积生境有需求的生物可能会消失。这两种管理方法各有优缺点，选择哪种方法取决于既定的管理目标是什么。

预期状态

预期状态是指：能达到既定的管理或者保护目标中规定的可持续的资源利用与生态服务功能的景观、植物或生物群落的空间分布结构与生态过程。预期状态是根据已知的或者假定的植被历史状况和/或可供参考的植被状况，例如相对原始的植被状况推断出来的。但是，通过把现在与未来的土地利用、生物廊道及保护区缓冲区与现有的环境条件结合起来分析，即可推测出预期的植被状况。

预期状态的获得可能需要采取预防和扑灭火灾活动，也可能要积极地实施火管理和维持生态上合理的火动态。利用生态概念模型可以模拟出不同的火动态情景（图11）。这些生态概念模型能很好地图示植被类型与火动态之间的关系。在初始时，恢复行动，例如火的重新引入可能会使生态系统远离其预期状态。生态系统达到其预期状态可能需要几百年的时间。

由于保护区及保护的天然区域内的现存植被无一例外都是原来大面积分布植被的一小部分，因此，以前火的发生面积要比现有的自然景观面积大得多。在确定预期植被状态及残留植被是否需要火烧时，管理者可选用的模型有以下两种：

1. 通过管理火动态，恢复并维护残余植被，使之成为以前大景观尺度植被的一个“窗口”。这会使得为数不多的残存植被能长期地存活下去。这些残存的植被对活动范围大的物种的生存是非常重要的。
2. 通过管理火动态，恢复和维持残留的植被使之成为过去大尺度景观的一个“缩影”。这种做法会使生境内的生物多样性有所增加，但其代价就是那些活动范围大的物种会消失。

第二个模型的典型实例就是巴西中部塞拉多的爱玛斯国家公园（图13）。爱玛斯国家公园总面积为131,868公顷，主要植被是草地和稀树草原。除西南面建有生物廊道将公园与邻近的潘塔纳尔（Pantanal）地区相联之外，爱玛斯国家公园的周边全是农地。在过去的几十年里，公园一直有火灾发生，单个季节发生的火烧会烧遍整个公园。这就表明历史上的火烧面积要比公园的现有面积大很多。现在大面积的火烧会对大型的食蚁动物、鸮鹑及一些不知名的物种产生暂时性的影响。这些影响主要表现在烧光所有植被使食物资源丧失、丧失避难场所和“源”种群等。为了控制每年的过火面积和防止在一场大火中丧失所有的生境及避难场所，公园管理者每年都会在公园内布设一系列黑色防火带（火烧后留下的黑色“隔离带”），以防止火灾蔓延到整个国家公园。时至今日，公园管理者无需对防火带之内的区域实施计划烧除。这是因为巴西禁止对公园内的火烧实施管理。但是，防火带网络使公园能像过去一样允许火烧的存在，每年那些未被火烧的地区会成为野生动植物的避难所、生物幸存的乐土和动物的筑巢场所。

图13. 巴西爱玛斯国家公园火烧过后形成的黑色防火隔离带的一部分。这些防火隔离带会使火烧限定在特定的区域内，从而防止大火烧毁整个公园（摄影：Ary Soares）。



火管理目标与任务

火管理的目标是通过综合的管理方式实现特定的管理目标，即在保护人类生命安全及其财产的前提下，维持特定的生境，恢复、提高或者维持生态系统服务及其产品从而使其达到预期状态。火管理目标也应与保护总目标及社区需求相一致。这就意味着要针对特定的保护对象，例如，主要物种、植被类型、景观格局或者资源的可持续利用，恢复、设计并且维持合理的火动态。可用的策略包括消除、增加或者改变各种与火相关的其它威胁，包括农业用火的失控；对非计划火烧实施管理以降低其有害影响并最大化其有利作用；通过安全和可控方式实施计划火烧使之发挥其有效作用

3. 法律、政策以及组织框架

在许多国家，全国性或者地方性的林火法律不利于火管理或者保护目标的实现。整个社会甚至是某些研究机构尚未意识到火在维持某些生态系统中的重要作用，就更别提决策者了。这就使得政策和法律将所有的火都看作是有害的，因而禁止在某些被保护的天然区域甚至公园或者保护区内实施计划火烧，虽然那些公园或者保护区已经明确地将维持和恢复生态系统（需要火烧）作为其管理目标。更有甚者，由于不理解火烧对于农民生计的重要作用或者未提供其他可替代的方法，某些政策和法律还将农业上的火烧定性为犯罪行为。

将用火作为犯罪行为而不是提倡安全有效的用火，这种做法实际上只会导致更多超过防控机构最初灭火能力的火灾发生。这是因为人们实施一些他们认为需要的火烧活动，但是却对这些火烧不予以实时管理，结果往往会造成大火蔓延出原定火烧范围的后果。

法律既要考虑到农村地区人群对火烧的需求，而且要提倡人们正确用火。此外，法律还要考虑到如何阻止那些不需要的火灾的发生并规避和管理火烧带来的负面影响，例如，火烧会恶化空气质量等等。通过建立起激励、许可、教育与管理/公众伙伴关系来鼓励合理用火，例如与农业、造林、放牧、狩猎、土地清理、流域保护、生态系统维持与优先保护物种的特定需求有关的用火。火管理的法律与政策要与其他土地利用和土地管理政策与法律相一致。此外，火管理法律和政策还应就某些问题的有效解决提出管理办法，例如土地权属与责任归属问题。火管理的机构应与其他有关部门开展广泛的合作，以确保各方掌握的信息是一致的，对项目的管理认知也应是一致的。林业部门往往只考虑到林火本身，尽管很多时候林火的发生是由于农业用火造成的。

鼓励土地所有者停止火烧那些对火敏感植被的方法就是实施生态服务功能补偿。生态服务功能补偿最成功的例子要数哥斯达黎加了。在哥斯达黎加，政府向那些保护森林植被和实施退耕还林的土地所有者支付一定的现金。对于那些有利于减少火灾发生的行为，政府也予以一定的补偿。这就意味着设立防火带在阻止火灾蔓延方面的作用是不确定的。此外，还可以对生态服务功能补偿进行拓展，如向农村社区提供一定的资源，组建有偿的社区防火队。除需开展巡护活动，即时扑灭不需要的火烧之外，社区防火队人员还需实施计划烧除，包括帮助土地所有者在他们的农田或者草场内实施可控的计划烧除；在火险期到来之前对高火险区实施烧除管理并维护防火带。通过向大城市的水资源使用者征收生态服务使用费，政府可以为这些防火人员提供开展工作所需的资金。征收生态服务功能使用费不但有助于减少贫困，而且有助于提高当地社区的生活水平。

图14. 拉丁美洲在火管理教育项目中，用代表“有用的火”和“有害的火”的玩偶来解释火在生态系统和社区中扮演的角色（摄影：R. Myers）。



在那些法律允许实施计划火烧的地区，土地所有者需要将责任保障作为维护合理火动态的一种方法。同样，政府机构需要保护他们的职员免受土地所有者的起诉，并且提供工作保险，以避免实施火烧计划可能给工作人员带来的伤害。美国的佛罗里达州颁布了“点烧权”法，规定土地所有者有用火的权利，只要他们能遵循州里批准或按程序批复的火烧计划即可，包括申请火烧许可证等（如，特定的培训和经验）和证明土地所有者会对火烧负有责任。

4. 预防及教育

尽管生态系统需要一定的火烧且能忍受一定程度的火烧，但是阻止破坏性野火的发生也是火综合管理的重要内容之一。在许多地方，尽管火烧是必需的，但野火的肆意蔓延却是不允许的，这是因为野火的肆意蔓延会对人类的生命财产造成极大的破坏。最有效的方法就是预防不合理火烧的发生。有效地限制这些不合理火烧发生的策略很多。

教育

教育和扩展项目需要根据特定环境与当地社区的需求进行相应的调整。一种有效的方法就是正确地看待火所具有的双重性，即“有用的火”与“有害的火”（图14）。“有用的火”可以是那些得到有效控制的农业火烧，也可以是在火依赖型生态系统中，对人类生命和财产危害最小但好处最多的火烧。有害的火是指那些未得到有效控制的农业用火和其他威胁人类生命财产安全及各类保护区的火烧。

通常，所有的火预防宣传活动会预防所有火灾的发生，即使在那些需要火烧的生态系统中发生的火烧、合理的传统用火和在火烧是唯一选择的地区发生的火烧也不例外。人们很少从传统文化中挖掘火烧的益处，并将其纳入到宣传信息中。火是有害的这一观念已经通过美国“防火熊”这样的宣传项目而深深地烙在人们的脑海与传统文化中了。当某些保护地的管理者意识到其土地的管理需要采用火烧来达到健康状态时，公众仍会强烈地抵制实施火烧管理或者实施计划烧除。

在那些火是维持农村社区生计的必要工具的地区，教育与社区项目应使人们掌握新的方法、工具、信息与技能，进而帮助他们有效地实施火烧管理，从而满足他们自身、整个社区及生态系统的需求和保护的目标。

只要有可能，与火有关的宣传活动应随时汲取传统文化的精髓。社区需要引导，通过引导，他们能正确地认识合理的火烧所带来经济与社会的益处，例如清洁的水、充沛的水量、可持续林产品（例如，薪材）和生态旅游收入等。社区还需要培训、配备工具、装备和提供相关的信息和工具以增强他们预防火灾发生的能力。

通过平衡不同利益群体的需求可以预防火灾或者减少火灾发生的次数。在苏门答腊，解决土地权属纠纷有助于减少抗议或者报复性纵火事件的发生（Suyanto *et al.* 2004）。

图15. 马达加斯加东部农民在烧毁森林，种上水稻以维持生计。在马达加斯加，这种农耕方式被认为是热带森林面临的主要威胁之一。



土地管理机构、政治机构、利益群体和科研机构也需要接受火管理方面的教育。无法实现有效的火管理是因为科学家、土地管理机构与火管理机构不了解火在生态系统和人们生活中所扮演的作用。世界范围内，国家或者地区的高级领导人不明白或者不能正确地了解火在生态系统中的角色这一现象屡见不鲜。这些人承担着教育未来科学家和环境管理者的职责，如果他们自己都不能很好地了解火的作用，那么，他们就会在不经意间把他们所持有的不正确观点传播给更多的人。技术/科学的传播是教育的重要内容之一，因此，将新理念和技术翻译成不同的语言加以传播也是非常重要的。

5. 用火

用火的方式和作用都是多样的。下面将讨论两种类型的用火：（1）农村地区为维持生计而采用的传统用火方式，或者当特定的社会/经济条件发生变化或者人类在创造、维持或者改变预期生态系统及其组分中扮演的角色发生改变时，人们仍采用的传统用火方式；（2）保护区内实施火管理旨在恢复和维持预期生态系统状态，或者预期生态系统的产品与服务。后者可以是在火依赖型生态系统用实施计划烧除；也可以是管理生态系统中的无计划火烧；还可以是实施火烧以消除或者减少可燃物量从而控制火在火敏感型生态系统中的蔓延。

传统用火与需求

在火依赖型生态系统中，人们总是在营造、维持、扩大或者改变具有保护价值的生态系统中发挥着重要的作用。现在，许多需重点保护的景观都是靠人类实施火烧而营造、发展或者维持下来的。在受火影响和火敏感型生态系统中，依火烧和割除（刀耕火种）演化而来的农田同样历史悠久。

在许多地方，传统用火的命运有两种：（1）在人口不断增长或者火烧水平超过生态系统维护能力的环境里，人们继续使用传统用火；（2）由于实施禁火和扑火活动，改变不需要火烧或者耐火的生态系统的土地利用方式，人们减少了传统用火的使用次数。火综合管理的一个重要的组成部分就是必须认识和理解特定景观中人类用火在其中所扮演的作用。人们对火烧实践在保护中的作用仍存争议。在某些情况下，与其通过预防火灾来禁止用火活动，不如对现有的用火方式加以调整更为可行。人们可通过降低现有火烧的不利影响，或通过改进现有的用火方式来达到既定的火管理和保护的目标。

例如，对于那些不是出于保护目的而实施的火烧，当地社区应在特定的地点实施，或者在特定的季节实施以限制干季野火的肆意蔓延，或者通过实施管理以防止火烧蔓延到保护区内。这种合作需要保护管理者、当地土著和当地村民克服世界观、语言和文化背景不同带来的各种挑战。与当地用火者的合作尤其重要，这是因为保护区及其周围缓冲区的许多土地的土地权属属于当地的土著人或者当地社区。专栏1给出了4个将传统用火纳入到保护区管理中的实例。

专栏1. 实例研究：将人类用火纳入到保护区管理中来

- 在澳大利亚，土著人的火烧活动已纳入澳大利亚北部的国家公园和土著土地的林火管理项目中了 (Morrison & Cooke 2003; Lewis 1989)。在卡卡图国家公园，由于土著人的火烧活动并不总是与保护区的保护目标相一致，因而，在火管理这个问题上，冲突也时有发生 (Keith *et al.* 2002)。
- 委内瑞拉东南部大沙巴 (Gran Sabana) 的卡奈依马国家公园 (Canaima National Park)，草原和湿润热带阔叶林镶嵌分布。长期以来，科学家、技术人员和佩蒙印第安人一直在用火问题上存在分歧 (Rodriguez 2004)。委内瑞拉的植被生态学家和土地管理者普遍认为稀疏草原是因土壤风化而不是

火作用的结果。这种错误的认识反过来会影响公园的管理，进而可能影响森林和草地的生存能力。尽管当火灾发生时国家公园管理处的应对能力有限，但是他们的政策仍有助于阻止火灾的发生。生活在公园内的土著人因生计需要，经常会定期焚烧稀疏草原，如：改善交通状况、将野生动物驱赶到最新焚烧的迹地以便于狩猎和长距离信号传递。他们把火看成是环境的有机组成部分，他们用火来“清理”稀疏草原，并防止破坏性严重的森林火灾发生。

火烧通常在干季早期就开始了，那时的草仍旧是绿的。可燃物湿度较高能极大地降低火烧强度。晚上，当露水洒落在草地上时，大多数火会因为可燃物湿度过大而熄灭。因此，这些火很少能烧到湿润的森林里。当进入干季后期时，气候变得越来越干燥，大部分草地已经被火烧过了，这时的森林也不可能再发生严重的火烧。当气候异常干燥时，火烧确实会蔓延到森林里，并对森林造成破坏。当森林遭到破坏时，可燃物特征的改变加之稀疏草原内频繁的火烧，森林将很难得到恢复。

在干季早期，如果公园工作人员能有效地减少火灾的发生，将会产生以下两种结果：（1）火灾的成功预防，会使森林不断地蚕食稀疏草原，从而使草原面积逐渐萎缩；（2）当进入干季后期时，草原上大量蓄积的可燃物可能会引发严重火灾的大面积爆发，这将会对森林造成严重的破坏，结果就是草原迅速地扩张并取代了原有的森林。

还有一种选择就是，如果公园管理人员能同当地土著人建立起良好的工作关系，为防止大火烧毁森林，他们可以有选择性地在那里重要的森林恢复地带或者具高火险的草地上实施计划烧除，这样，传统用火将成为公园管理局管理公园内森林相对多度和草原生境的有力工具。

- 在赞比亚，20世纪90年代之前，不受控制的火烧四处蔓延，每年都会烧毁大片的低地草原和丘陵林地。大多数燃烧的目的是为了给牲畜提供充足的绿油油的牧草，但这些火烧却不可避免地会对林地资源，如薪材和建筑用茅草造成了不利影响。在90年代早期，赞比亚与荷兰联手设立了一个火综合管理项目。该项目主要评估了火的生态作用、火对社会经济的消极和积极的影响、已有的和所需的火管理政策和当前用火模式。该项目的评估工作促成了火综合管理政策的正式出台。该政策提倡在选定的牧场上实施计划火烧和控制火烧，并减少和改变林地内的火烧次数和方法。除在项目决策制定过程中接受了相关机构的技术支持之外，该项目完全是由地方社区负责执行的 (Goldammer *et al.* 2004)。
- 墨西哥恰帕斯的拉塞普图拉 (La sepultura) 生物圈保护区的大部分土地要么属私人所有，要么属合作农场 (农民社区) 所有。保护区内被保护的植被随海拔高度呈带状分布。低海拔地带是农场和牧场；中海拔地带是松林；高海拔地带是山地湿润热带阔叶林。农民每年都对他们的农田实施火烧。逃逸的农业用火经常会烧毁松林的林下植被。居民也会出于各种原因定期地对松林实施火烧。由于火烧后松林不能更新，所以松林的火烧可能过频过多。在极度干旱出现的时候，某些火烧还会蔓延到山地森林内并造成极大的破坏。

2005年，大自然保护协会、墨西哥国家级保护区委员会和非政府组织蒂沙罗拉保护协会 (Desarrollo A. C.) 共同设立了一个项目，旨在为当地社区提供技术援助，从而帮助社区控制农业用火，制定符合当地居民和生物多样性保护需求的松林火管理目标，设计和实施松林的计划烧除方案。整个项目的规划、决策和实施都是由当地社区负责完成的。

尽管传统的用火可以整合到保护区与地区火管理计划与行动中，我们也需注意不能过度强调传统用火的作用。用火的原因和方式有很多，每种火烧都会对不同的利益群体产生不同的影响，而且每种方法对保护目标的贡献也是存在争议的。例如，当地土著居民被外来的持有不同火烧文化或者无火烧文化的移民所取代时，问题就出现了。一个例子就是在危地马拉（拉丁美洲）北部皮特发生的故事。皮特曾是玛雅文化的发祥地之一。在几个世纪前，当他们的文化开始大量消失时，他们的农业用地也被森林所替代了。只是在近期，这个地方才开始被来自危地马拉高地的农民重新垦殖利用，这些来自危地马拉的移民仅有少许的用火知识。在过去的几十年里，皮特一直是中美洲地区林火频发的中心地带，这些林火基本上都是由农业和土地清除火烧逃逸造成的。2003年，皮特的火灾异常严重，联合国不得不向这一地区运输大量的救济食品，因为火灾不仅烧毁了森林植被，同样也将许多农作物付之一炬。从那以后，当地就开始开展社区项目教农民如何安全用火。

社区火管理通常也会牵涉到许多对火持有不同看法和需求的利益相关者。这些利益相关者最基本的要求就是能保障他们为达到自己的目的而行使使用火的权利。成功实施社区火综合管理的关键就是为达到多个保护目标，不同的利益群体需要在哪里、什么时间以及如何实施火烧等问题达成共识。在那些拥有火使用文化的地区，以及在那些用火需求和用火方式存在争议的地区，管理者最主要的任务就是一列出火烧的益处并对其加以排序，从而使所有的利益群体能理解火在维持个人、社区及生态系统产品与服务中的作用，例如，权衡火烧为家畜或野生动物提供优质牧草和为人类提供用来煮饭和取暖用木材之间的关系。与此同时，还需将火的不利影响降至最低，阻止或者逆转那些对整个社区或者地区的生态系统和生物多样性具有负面影响的火烧的发生。

用火方法

计划火烧是在给定的可燃物和气候条件下，严格地控制火烧行动以达到**书面计划**中制定的土地管理或生态保护的目标。目标计划通常是由每次火烧的预计达到的目标与长期的火管理趋势或目标，例如火动态目标共同组成的。换言之，计划火烧体系就是为达到预期或者预定产出而重复实施既定的火烧模式。在维护和恢复保护区内火依赖型生态系统，在保护易发生火灾景观中人类基础设施免受火灾时，在管理大尺度的农业与森林活动时，计划火烧正在变成一种越来越重要的工具。现在，世界上许多拥有资源和技术能力的国家和地区正在刮起计划火烧的旋风，而且这些实施计划火烧的国家和地区对逃逸火的责任感也越来越强。

控制火烧与计划火烧在本质上是相同的，只是控制火烧没有写在书面计划里而已。在发展中国家，农民和社区火管理项目的管理目标通常是控制火烧而不是计划火烧。实施火烧的农民制定自己的计划、了解当地可燃物和天气情况，确定既定目标，只不过所有这些只存在于实施火烧农民的脑海里罢了。

控制火烧和计划火烧都不需要布设火烧控制线，而是依靠植被与可燃物的变化与每年或者一年特定季节中可燃物的情况来控制火烧的。世界范围内，草地和稀树草原上的大部分火烧通常都是依赖于火烧实施者所掌握的经验知识（如在哪里实施火烧和如何终止火烧），而不是依靠预先布设火烧控制线来完成的。

野火使用通常是在保护区内对无计划的野火进行管理，使火烧的益处利于管理目标的实现。这种方法实际上是利用了火烧有利的一面。对无计划火烧实施管理，可以是布设防火隔离带以控制火势大小，也可以是对特定区域内的火烧实施严格的防控。在制定野火使用决策时，一份详细的火行为与可燃物的背景资料是必不可少的。

计划火烧和控制火烧在火依赖型和火敏感型生态系统中都有各自的地位和作用。在火依赖型生态系统中，火烧可看作是恢复生态系统的一种工具，通过实施火烧计划，一个地区可以演变回其原来的或者预期的状态。在某些地区，若不允许某些或所有野火肆意蔓延时，可实施火烧来取代、加强或者改变现有的火动态。控制火烧还有利于防火隔离带的形成，或者降低斑块内可燃物载量，从而便于根据资源管理和保护的目标，对不需要的火烧进行管理和控制。

在火敏感型生态系统中，计划火烧是在保护区边界构建防火隔离带，以及在自然火没有发生的情况下，对保护区周边高风险区提前实施火烧的一种非常重要的工具。农民、牧民或者农场主都可采用计划火烧技术，从而确保他们的火烧不会对周边那些对火敏感的作物造成破坏。

安全有效地计划火烧需要全方位的培训，除需要学习火行为、可燃物、天气、地形以及火烧的影响等相关知识之外，还需要具备丰富的火烧经验。培训级别取决于需要火烧的地区面积大小，以及火烧蔓延到周围环境可能带来的火险等级。详尽的计划和应急方案是必须的，此外还必须具备扑灭逃逸火的能力。

由于计划火烧需要花费很多的人力和财力，许多政府也许从来就不具备在保护区内开展大规模火烧的能力。在这种情况下，向当地社区传授相关技能，并根据保护区的管理目标调整社区传统用火的方式也许会取得更好的效果。

计划火烧也存在着一些缺点。利用计划火烧很难重生物多样性保护所需的火动态变动。专栏2举例说明了计划火烧存在的一些缺陷。

计划火烧在保护区还有许多其他的用途，包括减少可燃物和降低危险来保护居住区人民的安全；造林中实施火烧管理以提高森林产量；在给定点实施火烧以促进森林重建；病菌和害虫的控制，以及野生动物栖息地管理。

在许多国家和地区，普通民众和当地社区从来就没有接受过实施计划火烧的益处和实施计划或控制火烧的必要性等方面的教育和培训。在许多情况下，坚持不懈的防火宣传和行动使人们对保护区内、社区内或者社区周边的火烧非常“仇视”。

专栏2. 计划火烧的潜在缺陷

1. 计划火烧的火动态波动范围窄：计划火烧需要确定火动态的各组成要素，如火烧间隔期、强度、大小、模式和季节等。出于对规划容易程度和火烧安全等因素的考虑，对各组成要素的赋值，管理者倾向于取其平均值；或者用的即使不是平均值，其取值范围也会很窄。例如，火烧通常是以固定的时间间隔实施的，而且火烧的季节都是在火烧易控制且火烧效果比较温和时才实施的。事实上，这样的火烧强度和时间间隔可能并不一定与主要物种的繁殖需求和生长规律相一致。计划火烧通常都是地表火，但某些物种可能需要高强度的林冠火或地面火来维持生长或者为其提供适宜的生境。管理者不愿意对高强度的林冠火或者地面火实施管理。结果就是，虽然有时实施了计划火烧，但是这些火烧却仍然不能满足某些物种或者生态系统的需求。有些时候，计划火烧不但未达到预期效果，反而会带来完全出人意料的结果，如造成物种的灭绝（Gill & Bradstock 1995）。从生态角度来看，火动态各要素的正常波动也许要比固定不变的火动态要素更重要。

为了避免这一缺陷，理解和尽可能地推论以下生物的生活史及其对火的反应是非常重要的：（1）能够生产可燃物以控制火烧环境的关键物种；（2）构建生态系统主要特征的优势物种；（3）需特别关注的物种。由于所有决策都是根据推断做出的，因此，随时间变化对火使用及其随后的反应进行监测，并根据监测结果及时地对原有方案进行调整是必须的。

2. 尺度问题：当对目标物种所需生境大小尚不了解时，决策者需要权衡生境大小与生境多样性的关系。或者，在生境因栖息地丧失造成生境片段化，继而改变火烧面积时，决策者也需确定实际火烧面积的大小。有些问题在保护区设计时即能加以解决（表12）。决策者同样要明确保护目标，实时监测火烧结果，并根据监测结果得到的反馈来指导日后的火管理行动。
3. 恢复与维持的区分：生境恢复是指每次火烧都有明确的产出目标。人们需要意识到：火烧本身不会使生境恢复到预期状态。为维持生境而实施的火烧需要根据特定的生境特点来确定。
4. 应对外来物种：在外来入侵物种主导林火的地方，例如外来物种产生的可燃物着火时，必须制定新的火动态从而逐渐削弱外来物种在生境中的优势地位。或者，当可燃物是由外来物种产生时，实施的火烧要能限制这些可燃物引发的火灾对生境的不利影响。当外来物种还是潜在威胁时，设计的火动态应确保火烧不会为外来物种的入侵创造有利条件。
5. 应对过渡植被：在过渡植被类型中，火也需扮演自己的角色，如在受火影响的生态系统中。通常，依赖火的植被与火敏感型植被有着显著的差别。前者离不开火烧或者能适应火烧，而后者则需借防火隔离带而阻止火烧的发生。这会造成重要过渡区和栖息地的消失。如果完全了解植被可燃性的差异，管理者也可允许火烧蔓延到受火影响的生态系统中。

火烧会影响空气质量、人类的身体健康、生活水平，并影响人类对火认识的形成。大部分国际机场有时会因烟雾过大而关闭数日，如玻利维亚、洪都拉斯和印尼等。这是因为在这些国家，干季发生火烧是非常普遍的。当火烧比较剧烈且四处蔓延时，计划火烧设计的烟雾管理将不再有效。

尽管在火依赖型生态系统中，合适的火烧释放出来的碳是固定的，但生物质燃烧也是大气碳的一个重要来源。当火烧结束后，火烧排放出来物质可以被生物重新吸收和固定。在火依赖型植被中，严格禁火会造成可燃物的大量堆积，一旦发生火灾，就会对生物造成极大的破坏，最终导致大量的碳排放。在火敏感型森林和灌木林中，森林砍伐是碳释放的一个重要原因。火烧只不过是加速森林毁坏的一种方法而已。

许多国家的法律和行政政策明令禁止在国家公园和自然保护区实施计划火烧，即使这些生态系统是需要靠火来维持的。对自然保护区而言，这种规定是火管理中绕不开的限制。有时，政策与法律也要求管理机构扑灭所有火烧而不管这些火烧对生态系统是有益的还是有害的。为使计划火烧和野火利用达到预期的目的，人们还需开展大量的教育说服工作以改变公共政策以及人们对所需保护的生态系统中火烧的角色和作用的认识。

6. 准备阶段与应急反应

各个国家、土地管理机构和社会团体都应当时刻准备好以应对随时可能发生的有害的火烧事件。为此，可以选择和执行的策略包括：（1）提前预警和完善火灾预报系统，包括火险等级、气候和天气的监测与预报；（2）定位起火地点、了解火烧情况及火管理设施设备，例如野火应对计划、航空、卫星或者地面观测监测系统；（3）完备的通讯系统以及具有统一部署的多机构协作协议和全面监控组织（事件指挥部或者ICS），这样可以使不同的组织有效地进行交流、计划、和进行资源配置；（4）在火管理的各个过程，参与人员均应是接受过专业训练的高素质人员，如专业的火管理者、专业的消防队员和高技能的社区防火队。

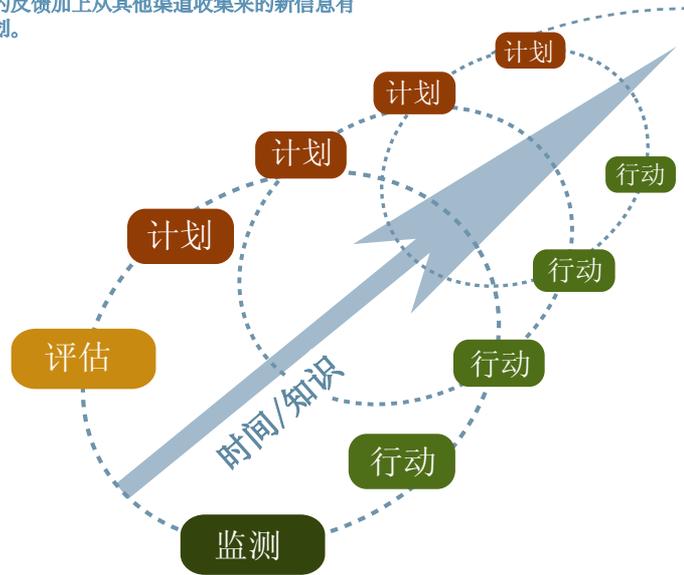
在火管理的准备、制定应对计划和实施阶段，可选用的技术资源很多。然而，很多时候，政府和民众为保护自己及其资源免受破坏通常只对那些波及范围广的火灾采取措施。媒体更是对这类火灾事件大肆渲染，从而进一步强化了人们的偏颇认识和反应。因此，对火的反应取决于每次火烧事件的性质。大量的资金都投到火灾预防和灾后重建工作中了。火灾发生之后，管理机构的首要反应是就花巨资购买一些非常昂贵的预防火灾发生的工具和火灾监测仪器，如灭火飞机、发动机以及直升飞机等。在没有“吸引”媒体眼球的火灾发生时，公众的关注和资源的投入就会缩减。当有严重火灾发生时，上述的过程又会重演。

尽管有必要购置火灾监测和火灾预防所需的复杂设备和设施，事实上，应对和管理火灾最有效的方法就是不仅要把火烧作为独立的事件来考虑，还要把它当作一个动态系统来对待（Gill *et al.* 2002）。这样做就是把现有火烧条件和预期的产出看成已发生的系列火烧及可能再次发生的火烧综合作用的结果。迅速对每次火烧进行处理，并在火烧之后斥巨资购买新设备，这种做法可能解决一时的“燃眉之急”。与此相反，管理机构应该在采取行动之前分析采取行动之后会产生什么样的累加效果、现存的影响因素及是否可采取一些削弱单独火烧事件强度和/或影响等。削弱火烧影响的行动包括为维持生态系统而实施的火烧、减少可燃物载量的火烧、开展社区火管理项目和成立扑火队。社区火管理项目和扑火队都应根据当地条件、需求和可利用的资源制定出合理的防火、扑火和用火行动。

7. 恢复、复原及维护

将火烧之后的恢复看作是对单独事件的反应还是当作长期火动态维持工作的一部分，会影响人们对潜在的极端事件的管理。因此，社区应尽量减少干预突发火事件的次数并尽量让损毁的生态系统进行自然恢复。在很多情况下，如果禁止火灾再次发生，那些被火烧过的生态系统完全能够自我恢复。可悲的是，人们根本不顾及此，仍然花大量的人力、物力和财力进行树木育苗，移栽树木和重新撒种。抢救性砍伐是另一种应对模式，是否需采取这种应对模式也需要根据生态系统的反应和社区的需求来定。

图16. 连续的适应性管理循环。运用已有的知识制定出计划和策略。计划实施之后，监测行动结果。监测得到的反馈加上从其他渠道收集来的新信息有助于人们更新原有计划和制定新计划。



8. 适应性管理、研究与信息传递

设计和管理生态上合理的火动态以满足自然和人类的需求首先需要制定火管理目标。人们创建自然保护区、国家公园及森林保护区是因为这些区域所蕴含的巨大价值，包括人类所需的产品和服务。这些产品与服务就是保护的“目标”。这些保护“目标”可能是依赖、不能忍受或者能忍受某种类型的火烧或特定火动态的生态系统。因为这些区域具有一定的价值，人们为恢复、维护或改变这些受火影响的保护目标或其所需生态过程时，需要为这些保护目标制定管理目标。

火管理目标的设定需将已有的知识和根据保护目标的现状、生活史、生境需求、可持续产量及火动态现状做出的推断加以综合才能做出。由于火烧发生的环境在不断地发生变化，管理行动又是基于已有的知识而不是完整的知识体系而做出的，因此，必须对这些管理行动加以监测。监测结果和新获取的新知识有助于人们改进原有计划，从而有利于未来管理计划的制定。这样的过程就是适应性管理（图16）。

对于那些对其它地方具有影响和作用的适应性管理而言，这个地方发生的成功故事、管理过程中吸取的经验教训和开发的新理念都应引入或者介绍到其他地方或者对其加以改进和提高。传统的技术传播模式，如专业期刊、手册、会议、培训课程和因特网网站仍然是知识传播的重要途径。可悲的是，在许多国家，由于没有用本地语言出版的专业文章和培训教材，这不但极大地阻碍了人们理解火在生态系统中的作用，而且使人们没有机会去学习可燃物特性、火行为和火管理技术。大学和技术学校应成为创新知识的传播站，这样有关火的新概念和应用方法才能及时地传播给相关的管理机构、组织和社区。

一个被证明的行之有效地传递信息和技术的工具就是结构化学习网络。在拉丁美洲、加勒比地区和美国，大自然保护协会、火管理机构和其他合作伙伴利用“火学习网络”把不同的火管理力量集中起来，从而一起找出共同的需求、探明阻碍实施有效火管理的障碍并制定有效的火管理策略（图17）。通过优化资源和分享经验，学习网络有利于现有知识的沟通和交流。此外，借助学习网络，当人们把已有经验与当地实际情况结合起来时，还会促进新知识的产生。

通过召开研讨会、实地评估、辅导与交流、网上讨论小组、网站和电子通讯等交流手段，网络学习成员可学到目前最好的科学和管理方法。通过生态概念模型和展示对火有影响的生态社会现状图，网络学习成员可以确定那些与火有关的威胁、预期的生态系统状态、火管理目标并设计出综合的火管理策略，如符合生态和社会需求的综合火管理策略（详见：www.tncfire.org/usfln和www.tncfuego.org）。

由联合国粮农组织和全球火灾监测中心资助的区域野火网络是另外一个能提供信息交流与国际合作的平台（详见www.gfmc.org）。

火综合管理指南

不同的生态系统对火的反应是不同的。不同文化背景的人对火的认识也是不同的。不同的利益群体对生态系统的依赖程度也是各异的。火动态特征及变化趋势也是千变万化的。所有这些都要求人们必须采用多样化的火管理方法。由于政府和社会对与火有关的威胁的认识水平是非常有限的甚至是偏颇的，一谈到火，人们脑海中马上就会浮现出以下“恐怖的画面”景观退化、火烧损失严重、生活水平下降和人类健康受到威胁。

哪些方法（专栏3）有助于国家和土地管理者实施火综合管理并降低火烧带来的威胁呢？最重要的一种方法就是将火生态与火管理结合起来。另一方面就是要了解火问题产生的原因。将火生态、社会经济影响与火管理技术加以结合有助于提高火管理技术的实施效果，并使潜在的火管理行动能尽可能地满足不同层次的社会群体和环境管理的需求。这就使得火管理更加有效，且能更好地解决问题而不是一味地惧怕火灾的发生，或在火灾发生时被动地去应对。

在需要实施火综合管理计划的地区，制定计划时一定要考虑生态和社会经济问题，并确定其局限性。火管理计划可以是针对某一地区的，也可以是针对某个保护区甚至是整个国家的。许多政府的火机构只强调“防火”，例如预防火灾发生的灭火。许多国家机构不愿意扩展其职责范围以承担与火管理决策和技术有关的所有问题。这些机构不愿成为火管理组织，更别指望这些机构在制定火管理计划时能全面考虑到社会、经济与保护的需求。不能很好地了解使用火的益处和理解使用火的技术，这些机构就不能全面了解火管理。

对于那些只侧重于火综合管理部分内容的机构来说，通过组建由当地社区和政府组织组成的多机构工作组或者火管理委员会，将有利于弥补火管理工作中的不足。然后，这些机构需要在当地、国家及多国之间建立起相应的机构框架，并根据实际的植被类型及社区需求制定出综合的火管理方法，而不仅仅只是强调森林植被的防火和扑火，或者只是被动地对火事件做出反应。这些机构框架必须具备根据社会、经济和生态的需求，制定和实施灵活的国家火政策或者国家火管理计划的能力。此外，还需要将这些创新的火管理方法纳入到教育与培训课程中。



图17. 火学习网络是由许多具有相似火威胁和火管理问题的保护项目组成的。借助于研讨会、培训班、交换学习、监测项目、参观考察和网络等手段，火管理人员可以与火专家、决策者及科学家一起学习和讨论火管理问题。这一方式有利于火综合管理概念的学习和切实有效的火管理计划的制定和实施。通过召开研讨会和实施项目，社区利益相关者也可参与到这一过程中来，且可能在某些策略的实施过程中扮演主要角色。

结论

本文，我反复讲述了一种适用于不同环境和经济条件的综合火管理框架。火管理目标就是降低火烧给人类生活和生物多样性带来的诸多威胁，并了解火在维持生态系统和经济中的重要作用。这一方法要求我们在制定决策之前先了解火的影响是正面的还是负面的；然后，再找出影响火管理的诸多因素，以及火是如何影响上世界上许多农村居民的生活的。不合理的火烧及野火可看作是为达到既定的保护、社区发展和国家目标而需要实施有效和安全管理的火动态。

专栏3. 林火管理指南

1. 了解火在被管理的生态系统中的作用，以及火动态管理的变化对于主要生态系统保护价值的影响；
2. 记录、推广和在必要时更改传统用火的益处；在需要时，培养安全用火的知识、能力和技术；
3. 在火烧过多的地区，通过开展社区参与的教育项目，减少火灾发生的次数。通过采取激励、能力建设、培训的方式减少火烧的需求和/或降低所需火烧发生火逃逸的次数；
4. 制定法律和政策，放宽对计划火烧的限制，并制定机制以减轻机构或者农场主实施计划火烧需承担的赔偿责任或保险费用；
5. 制定并实施足够且有效的检测、预测和应对工具和程序以应对一些不可避免的但并不需要的火烧，并对其加以管理以减少负面影响，同时也要分析这些火灾可能带来的有益影响；
6. 通过推广生态系统服务补偿之类的项目向私有土地所有者、公共土地所有人支付其为实施计划火烧或设置防火带所提供的支持，并向阻止火灾发生和实施计划火烧的社区防火队给予一定的补偿；
7. 将社区参与的林火管理项目与扶贫、食物保障及谋求人类福利结合起来；
8. 对那些居住在火依赖型生态系统内及周边地区的当地社区居民而言，保护区工作人员必须让他们接受综合火管理的理念并赢得他们的支持；鼓励他们继续发扬传统火烧的好处，且在需要时，改变火烧的方式从而更好地达到保护的目；
9. 大力开展关于“火的双重性”的宣传活动，纠正人们根深蒂固的“扑灭一切火灾”的观念。在火依赖型生态系统中，有益的火是指那些在一定范围内波动，能够维持预期的生态系统状态而很少或者并不造成经济损失的火动态。在火敏感型生态系统中，有益的火还包括那些受控的农业用火。控制农业用火逃逸和管理其它火烧的工具和知识可通过社区参与的火管理项目加以普及和传播；
10. 将生态信息与综合林火管理框架纳入到火管理教学大纲和培训项目中。

参考文献

- Armesto, J. J. & J. R. Gutierrez. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. *Anales del Museo de Historia Natural* 11:43-48.
- Bond, W. J., C. J. Geldenhuys, T. M. Everson, C. S. Everson, & M. F. Calvin. 2004. Fire ecology: characteristics of some important biomes of Sub-Saharan Africa. In: J. G. Goldammer & C. de Ronde (eds). *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Saharan Africa*. Global Fire Monitoring Center. Frieberg, Germany.
- Bridge, S. R. J., K. Miyanishi & E. A. Johnson. 2005. A critical evaluation of fire suppression effects in the boreal forest of Ontario. *Forest Science* 51:41-50.
- Brown, J. K. 2000. Introduction and fire regimes. Pages 1-8. In: J. K. Brown & J. Smith (eds.). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora*. General USDA Forest Service Technical Report RMRS-GTR-24, Ogden, Utah, USA.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421:913-919.
- Cochrane, M. A. 2002. *Spreading Like Wildfire—Tropical Forest Fires in Latin America & the Caribbean: Prevention, Assessment and Early Warning*. United Nations Environmental Programme, Mexico City, Mexico.
- Cochrane, M. A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in tropical forests. *Conservation Biology* 15:1515-1521.
- Cochrane, M. A. & W. F. Laurance. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18:311-325.
- D'Antonio, C. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology & Systematics* 23:63-87.
- Espinosa, L. Y. 2001. *Apuntes de Dendrología*. Universidad Autónoma Chapingo, D.F. Mexico.
- FAO. 2005. *Global Forest Resources Assessment: Progress Towards Sustainable Forest Management*. FAO Forestry Paper 147. Rome, Italy.
- FAO. 2003. *Wildland Fire Management Terminology*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Forestry Paper 70, 257 p.
- Ganz, D. & P. Moore. 2002. Living with fire: summary of *Communities in Flames* International Conference. Pages 1-9, In: P. Moore, D. Ganz, L. C. Tan, T. Enters & P. B. Durst (eds.), *Communities in Flames: Proceedings of an International Conference on Community Involvement in Fire Management*. FAO, Bangkok, Thailand.
- Gill, A. M., R. A. Bradstock & J. E. Williams. 2002. Fire regimes and biodiversity: legacy and vision. In: R. A. Bradstock, J. E. Williams & M. A. Gill (eds.). *Flammable Australia: The Fire Regimes and Biodiversity of a Continent*. Cambridge University Press, UK.

参考文献

- Gill, A. M. & R. A. Bradstock. 1995. Extinction of biota by fires. Pages 309-322 In: R. A. Bradstock, T. D. Auld, D. A. Keith, R. T. Kingsford, D. Lunney & D. P. Siversten (eds). *Conserving Biodiversity: Threats and Solutions*. Surrey, Beatty & Sons.
- Goldammer, J. G., P. Frost, M. Jurvelius, E. Kammigna & T. Kruger. 2004. Community participation in integrated forest fire management: some experiences from Africa. In: J. G. Goldammer & C. de Ronde (eds.). *Wildland Fire Management Handbook for Sub-Sahara Africa*. Global Fire Monitoring Center, Frieberg, Germany.
- Goldammer, J. G., P. Frost, M. Jurvelius, E. M. Kamminga, T. Kruger, S. I. Moody & M. Pogeyed. 2002. Community participation in integrated forest fire management: experiences from Africa, Asia and Europe. Pages 32-52, In: P. Moore, D. Ganz, L. C. Tan, T. Enters & P. B. Durst (eds.), *Communities in Flames: Proceedings of an International Conference on Community Involvement in Fire Management*. FAO, Bangkok, Thailand.
- Hardesty, J., R. L. Myers & W. Fulks. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22:78-87.
- Hoffman, A., P. Moore, D. Simorangkir & N. Haase. 2003. Fires in South East Asia: Analysis, Insights and Ideas from Project FireFight. Project FireFight, Bogor, Indonesia.
- Horn, S. P. 1998. Fire management and natural landscapes in the Chirripó páramo, Chirripó National Park, Costa Rica. In: K. S. Zimmerman & K. R. Young (eds.). *Nature's Geography: New Lessons from Conservation in Developing Countries*. University of Wisconsin Press, Madison, WI.
- Horn, S. P. 2005. Dinámica de la vegetación después de fuegos recientes en los páramos de Buenavista y Chirripó, Costa Rica. Pages 631-656 In: M. Kappelle & S. Horn. *Páramos de Costa Rica*. INBio, Costa Rica.
- Horn, S. P., K. H. Orvis, L. M. Kennedy & G. M. Clark. 2000. Prehistoric fires in the highlands of the Dominican Republic: Evidence from charcoal in soils and sediments. *Caribbean Journal of Science* 36:10-18.
- Johnson, E. A., K. Miyanishi & S. R. J. Bridge. 2001. Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology* 15:1554-1557.
- Kaufmann, M. R., A. Shlisky & B. Kent. 2003. Integrating scientific knowledge into social and economic decisions for ecologically sound fire and restoration management. *Proceedings 3rd International Wildland Fire Conference and Exhibition*. Sydney, Australia.
- Keeley, J. E. 2001. Fire and invasive species in Mediterranean climate ecosystems of California. Pages 81-94 In K. Galley & T. Wilson, (eds.). *Tall Timbers Research Station Miscellaneous Publication No. 11*. Tallahassee, Florida, USA.
- Keeley, J. E. & C. J. Fotheringham. 2003. Impact of past, present and future fire regimes on North American Mediterranean shrublands. Pages 218-262 In: T. T. Veblen, W. L. Baker, G. Montenegro & T. W. Swetnam (eds.). *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Springer, New York, New York, USA.
- Kellman, M. and J. Meave. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* 24:23-34.

- Keith, D. A., J. E. Williams & J. C. Z. Woinarski. 2002. Fire management and biodiversity conservation: key approaches and principles. Pages 401-425 In: R. A. Bradstock, J. E. Williams & M. A. Gill (eds.). *Flammable Australia: The Fire Regimes and Biodiversity of a Continent*. Cambridge University Press, UK.
- Komarek, E. V. 1971. Lightning and fire ecology in Africa. *Proceedings Tall Timbers Fire Ecology Conference* 11:473-511.
- Kowal, N. E. 1966. Shifting cultivation, fire, and pine forest in the Cordillera Central, Luzon, Philippines. *Ecological Monographs* 36:389-419.
- Lewis, H. 1989. Ecological and technological knowledge of fire: aborigines versus park rangers in northern Australia. *American Anthropologist* 91:940-961.
- McPherson, G. R. 1997. *Ecology and Management of North American Savannas*. The University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA.
- Minnich, R. A. & Y. H. Chou. 1997. Wildland fire patch dynamics in the chaparral of southern California and northern Baja California. *International Journal of Wildland Fire* 7:221-248.
- Miranda, H. S., M. M. C. Bustamante & A. C. Miranda. 2002. The Fire Factor. In: P. S. Oliveira & R. J. Marquis (eds.). *The Cerrados of Brazil—Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Montenegro, G., R. Ginocchio, A. Segura, J. E. Keely & M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:455-464.
- Moore, P. F., J. Hardesty, S. Kelleher, S. Maginnis & R. Myers. 2003. Forests and wildfires: fixing the future by avoiding the past. *XII World Forestry Congress*. Quebec City, Canada.
- Morrison, J. H. & P. M. Cooke. 2003. Caring for country: indigenous people managing country using fire, with particular emphasis on Northern Australia. *Abstract in: 3rd International Wildland Fire Conference*. Page 67.
- Myers, R. L. 2006. Forests and fires: toward an integrated approach to fire management in the Caribbean. In: P. L. Weaver & K. A. Gonzalez (eds.). *Wildland Fire Management & Restoration. Proceedings of the Twelfth Meeting of Caribbean Foresters*. USDA Forest Service International Institute of Tropical Forestry, Rio Piedras, Puerto Rico.
- Myers, R. L. 2000. Fire in tropical and subtropical ecosystems. Pages 161-173. In: J. K. Brown & J. Smith (eds.). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora*. General USDA Forest Service Technical Report RMRS-GTR-24, Ogden, Utah, USA.
- Myers, R. L. 1990. Palm Swamps. In: A. E. Lugo, M. Brinson & S. Brown (eds.). *Forested Wetlands: Ecosystems of the World* 15. Elsevier Press, Amsterdam.
- Myers, R. L. 1985. Fire and the dynamic relationship between Florida sandhill and sand pine scrub vegetation. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112:241-252.

参考文献

- Myers, R. L., J. O'Brien & S. Morrison. 2006. *Fire Management Overview of the Caribbean Pine (Pinus caribaea. var. hondurensis) Savannas of the Mosquitia, Honduras*. Global Fire Initiative Misc. Technical Report 2006-1. The Nature Conservancy.
- Myers, R. L., D. Wade & C. Bergh. 2004a. *Fire Management Assessment of the Caribbean Pine (Pinus caribaea) Forest Ecosystems on Andros and Abaco Islands, Bahamas*. Global Fire Initiative Misc. Technical Report 2004-2. The Nature Conservancy.
- Myers, R. L., J. O'Brien, D. Mehlman & C. Bergh. 2004b. Evaluación del Manejo del Fuego en los Ecosistemas de Tierras Altas de la República Dominicana. *Global Fire Initiative Misc. Technical Report 2004-2*. The Nature Conservancy.
- National Commission on Wildfire Disasters. 1995. *Report of the National Commission on Wildfire Disasters*. Washington, DC.
- Richardson, D. M. & P. W. Rundel. 1998. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. In: D. M. Richardson (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Rodríguez, I. 2004. Conocimiento indígena vs científico: El conflicto por el uso del fuego en el Parque Nacional Canaima, Venezuela. *Interciencia* 29:121-129.
- Rodríguez-Trejo, D. A. & P. Z. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12:23-37.
- Rowell, A. & P. F. Moore. 2000. *Global Review of Forest Fires*. WWF/IUCN, Gland, Switzerland.
- Russell-Smith, J. & P. Stanton. 2002. Fire regimes and fire management of rainforest communities across northern Australia. Pages 329-350. In: R. Bradstock, J. Williams & M. Gill (eds.). *Flammable Australia: The Fire Regimes and Biodiversity of a Continent*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Sheldon, T. 2006. Canada's fire management strategy. *Primer Taller Internacional sobre el Manejo de Fuego*. Pinar del Rio, Cuba.
- Snook, L. 1993. *Stand Dynamics of Mahogany (Swietenia macrophylla King) and Associated Species After Fire and Hurricanes in Tropical Forests of the Yucatán Peninsula*. PhD Dissertation. Yale University, New Haven, CT.
- Stolton, S. & N. Dudley (eds). 2003. Future fires: perpetuating problems of the past *Aborvitae*. WWF/IUCN Gland, Switzerland.
- Suyanto, S., G. Applegate, R. P. Permana, N. Khususiyah, and I. Kurniawan. 2004. The role of fire in changing land use and livelihoods in Riau-Sumatra. *Ecology and Society* 9(1): 15. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art15/>
- USDA Forest Service. 2000. *Protecting People and Sustaining Resources in Fire-Adapted Ecosystems: A Cohesive Strategy*. General Accounting Office Report GAO/RCED-99-65. Washington, DC.
- Vélez, R. 2005. *Community Based Fire Management in Spain*. FAO Working Paper FFM/4/E. Rome, Italy.
- Zavala Chávez, F. 2003. *Identificación de Encinos de México*. Universidad Autónoma Chapingo, D.F. México.



照片：

封面：厄瓜多尔安第斯山脉牧民Chagras毁林烧荒，旨在促进高山稀疏草地的生长。火烧会造成安第斯山脉占优势的低矮灌木林曼巴属植物的死亡。© Pete Oxford/Minden Pictures

封底上图：巴西塞拉多稀树草原是由热带稀树大草原与灌丛镶嵌而成的。这种稀树草原主要是依靠合理的火管理来维持的。在巴西，这种植被类型的面积曾高达二百万平方公里，约占巴西总面积的22%。

© Tui De Roy/Minden Pictures

封底中图：马达加斯加传统的农业耕作方式。

© Frans Lanting/Minden Pictures

封底下图：每年，厄瓜多尔安第斯山脉北部高山稀疏草地的火烧可使牛群吃到更嫩的牧草。安第斯山脉的高山稀疏草地是火依赖型的生态系统。然而，人们对这种需要火烧才能更好存在的生态系统的了解少之又少。© Pete Oxford/Minden Pictures

封面内图：玻利维亚东部的刀耕火种农业。© Carlos Pinto

封底内图：中美洲伯利兹城，在火依赖型生态系统加勒比海松稀树草原上实施的计划烧除。© Ron Myers



大自然保护协会的宗旨就是保护重要的陆地和水域，使具有全球生物多样性代表意义的动物、植物和自然群落得以永续生存繁衍。